

ELENICE FRITZSONS

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO
POR NITROGÊNIO NA BACIA HIDROGRÁFICA
CÁRSTICA DE FERVIDA/RIBEIRÃO DAS
ONÇAS - COLOMBO/PR.**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do Grau e Título de "Mestre em Ciências Florestais".

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Co-orientador: Prof. Dr. André Virmond Lima Bittencourt

CURITIBA

1999



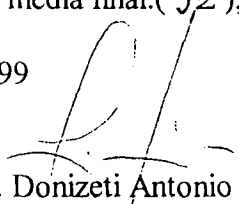
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

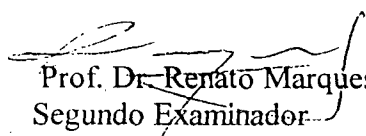
P A R E C E R

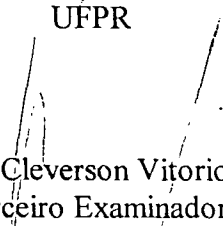
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, reuniram-se para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pela candidata **ELENICE FRITZSONS**, sob o título "**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO POR NITROGÊNIO NA BACIA HIDROGRÁFICA CÁRSTICA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS – COLOMBO / PR.**", para obtenção do grau de **Mestre** em Ciências Florestais, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, Área de Concentração **CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**.

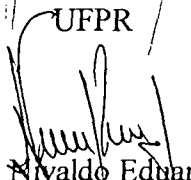
Após haver analisado o referido trabalho e argüido a candidata são de parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação, com média final: (9,2), correspondente ao conceito: (A).

Curitiba, 27 de janeiro de 1999


Prof. Dr. Donizeti Antonio Giusti
Primeiro Examinador
USP


Prof. Dr. Renato Marques
Segundo Examinador
UFPR


Prof. M. Sc. Cleverson Vitorio Andreoli
Terceiro Examinador
UFPR


Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi
Orientador e Presidente da Banca
UFPR

"...that bread and beauty grow best together. Their harmonious integration can make farming not only a food factory but an instrument for self-expression, on which each can play music of his own choosing".

Aldo Leopold, 1933

AGRADECIMENTOS

Um trabalho de dissertação não é tão somente realizado pelo autor, mas também com o auxílio de pessoas que agem de forma direta, orientando, emprestando material, se dispondo a dar informações; outras vezes de forma indireta, trocando idéias e se mostrando gentis e solícitas, tomando o transcorrer desta fase mais agradável. No desenvolver do trabalho, a presença delas foi fundamental. Assim, gostaria de registrar aqui, meus agradecimentos.

Primeiramente ao professor Nivaldo pela acessibilidade e disponibilidade constantes na orientação e também ao professor André pela orientação.

À eng. agrônoma e extensionista rural, Rosângela de Almeida, da EMATER de Colombo, por sua valiosa contribuição no auxílio da compreensão do sistema agrícola da região de estudo.

Aos professores do Departamento de Geologia, Dr. Emani Rosa Filho, Dr. Donizeti Giusti, e ao geólogo Eduardo Hindi, pelos dados fornecidos.

À Alvaro Amoreti Lisboa, da SUDERHSA, à Itamar A Bognola, do NMA-EMBRAPA, e à Isabella C. Beltrão, ex- funcionária da COMEC, pelos dados fornecidos.

Ao Toni (Antonio Paranhos) pelo auxílio na manipulação de mapas e figuras.

À Miriam Adelman pela tradução para o inglês do resumo do trabalho

À bibliotecária Liliana L. Pizzolato, pela revisão das referências bibliográficas.

Ao Gerson pelo auxílio na apresentação da dissertação.

Aos professores do curso de pós graduação em Engenharia Florestal, com os quais tive a oportunidade de cursar suas disciplinas.

Aos colegas de pós-graduação pelos momentos agradáveis de convivência.

E também às instituições:

À EMATER, pelo acesso a material, na época não publicado, o qual foi fundamental para que o trabalho se realizasse nos moldes atuais;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de auxílio;

À Universidade Federal do Paraná, pela possibilidade de realização deste trabalho nesta instituição.

Em especial, agradeço ao Eduardo, pela compreensão e estímulo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xiii
RESUMO	xv
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO	01
1.1 OBJETIVOS	03
2. REVISÃO DE LITERATURA	04
2.1 A PROBLEMÁTICA DOS AQUÍFEROS CONFINADOS EM RELAÇÃO A POLUIÇÃO	04
2.2 A VULNERABILIDADE DIFERENCIAL DOS SOLOS	05
2.3 A REGIÃO DO CARSTE: FORMAÇÃO E CONTAMINAÇÃO	07
2.3.1 Reações de Interperismo	11
2.4 ELEMENTOS QUE CAUSAM POLUIÇÃO HÍDRICA	16
2.4.1 A Contaminação pelo Nitrato	16
2.4.1.1 O Nitrogênio como Elemento Dinâmico	18
2.4.1.2 Formas de Nitrogênio no Solo	19

2.4.1.3 Mineralização	20
2.4.1.4 Entrada e Saída de Nitrogênio no Solo (<i>Input e Output</i>)	21
2.4.1.5 Lixiviação	23
2.4.1.6 Problemas Ambientais devido à Poluição por Nitrogênio	25
2.4.1.7 Problemas à Saúde Causados pelo Nitrogênio	26
2.4.1.8 Limite de Potabilidade	27
2.4.1.9 Relação Tempo-Profundidade de Lixiviação	28
2.4.1.10 A Contribuição Atmosférica	29
2.4.1.11 A Contribuição em Nitrogênio dos Efluentes Domésticos	29
2.4.2 A Contaminação devido à Matéria Orgânica	30
2.4.3 A Contaminação por Agrotóxicos	31
2.4.4 A Contaminação por Metais Pesados	34
2.4.5 A Contaminação por Microorganismos	35
2.4.6 O Fósforo	36
2.5 O USO DA TERRA COMO FORMA DE MINIMIZAR O IMPACTO	37
2.6 A AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA QUALIDADE DE ÁGUA	
SUBTERRÂNEA	39
2.7 A UTILIZAÇÃO DE PESOS PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTO	
AMBIENTAL	45
2.8 A APA COMO INSTRUMENTO DE PROTEÇÃO DOS RECURSOS	
HÍDRICOS	46

2.8.1 Definição e Objetivos	46
2.8.2 Leis e Decretos de Criação	47
2.8.3 Diferenças entre APAs e outras UC	49
2.8.4 Processo e Instrumentos para sua Criação e Regulamentação	50
2.8.5 Instrumentos de Gestão Ambiental	50
2.8.6 A Legislação das APAs e a Proteção dos Recursos Híbridos	53
 3. MATERIAL	 57
3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	57
3.1.1 A Escolha da Área	57
3.1.2 Localização Geográfica, Área e Inserção Regional	58
3.1.3 Aspectos Gerais de Ocupação da Área de Estudo	61
3.1.4 Levantamento Sócio Econômico da Área de Estudo	64
3.1.5 Caracterização Climática da Bacia Hidrográfica	65
3.1.6 Caracterização Geológica e Hidrogeológica	67
3.1.7 Caracterização Pedológica	70
3.1.8 Caracterização da Vegetação	76
3.1.9 Hidrografia	78
3.1.10 Origem e Destino das Águas Utilizadas	79
3.1.11 Qualidade da Água	81

4. MÉTODO	83
4.1 IDENTIFICAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	87
4.1.1 Definição da Escala de Trabalho	87
4.1.2 Relação entre Solos e Geologia	88
4.1.3 Caracterização Física das Bacias de Fervida e de Ribeirão das Onças	89
4.1.3.1 Forma de Bacia	89
4.1.3.2 Sistema de Drenagem	90
4.1.3.3 Características de Relevo da Bacia	91
4.1.5 Cobertura Vegetal e Uso Atual das Terras	100
4.1.6 Estimativa do Número de Habitantes da Área de Estudo	106
4.2 AVALIAÇÃO DO RISCO	107
4.2.1 Avaliação do Risco de Acordo com a Figura 5	107
4.2.2 Discriminação das Áreas Poluentes	107
4.2.3 Estimativa da Quantidade de Nitrogênio Introduzido no Ambiente pela Atividade Agrossilvopastoril	108
4.2.3.1 Universo de Amostragem e Porcentagem de Erro	111
4.2.4 Estimativa do Nitrogênio Introduzido Via Efluentes Domésticos	112
4.2.5 Valoração da Carta de Uso da Terra	112
4.3 AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE	113
4.3.1 Avaliação da Vulnerabilidade pelo Método de Troppmair	113

4.3.2 Identificação e Valoração dos Fatores a serem Utilizados para	
Confecção da Carta de Vulnerabilidade	114
4.3.3 Solos, Relevo e Vulnerabilidade Pedológica	115
4.3.4 Geologia e Vulnerabilidade Geológica	120
4.3.5 Confecção da Carta de Vulnerabilidade	121
4.4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO	122
4.4.1 Avaliação do Impacto pelo Método de Troppmair	122
4.4.2 Confecção da Carta de Impacto	122
 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	 124
5.1 APLICAÇÃO DO "TESTE DE STUDENT"	124
5.2 O NITRATO COMO PRINCIPAL POLUNETE DO SISTEMA	
AGROSSILVOPASTORIL	124
5.3 AVALIAÇÃO GERAL DO IMPACTO NA ÁREA DE ESTUDO	126
5.4 QUANTIDADE DE NITROGÊNIO PROVENIENTE DOS SISTEMAS	
DE CULTIVO	126
5.5 QUANTIDADE DE NITRIGÊNIO PROVENIENTE DOS EFLUENTES ...	130
5.6 ESTIMATIVA DA QUANTIDADE DE NITRATO RESULTANTE NA	
ÁGUA	131
5.7 A RELAÇÃO ENTRE ÁGUA INFILTRADA, CARGA POLUENTE E	
VULNERABILIDADE	135

5.8 A CARTA DE VULNERABILIDADE DO MEIO FÍSICO	138
5.9 A CARTA DE IMPACTO	140
 6. CONCLUSÃO	 142
 ANEXOS	 149
 GLOSSÁRIO	 155
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 158

LISTA DE FIGURAS

1. ESQUEMA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NUMA REGIÃO	
CÁRSTICA	09
2. CLASSIFICAÇÃO LITOLÓGICA SIMPLIFICADA E SUA RELAÇÃO	
COM A CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	11
3. VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE NITRATO (mg/l), CARGA	
POLUENTE E VULNERABILIDADE	18
4. CONTEÚDO RESULTANTE DE NITRATO EM DIFERENTES USOS	
DA TERRA	38
5. INTERAÇÃO ENTRE USO DA TERRA E CONTAMINAÇÃO	41
6. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	43
7. INTERAÇÃO ENTRE A VULNERABILIDADE E CONTAMINAÇÃO	44
8. LOCALIZAÇÃO DAS BACIAS DE FERVIDA E RIBEIRÃO DAS ONÇAS.	60
9. FOTO ILUSTRATIVA DA ÁREA CULTIVADA	63
10. FOTO ILUSTRATIVA DE ÁREA PRODUTORA DE HORTALIÇAS EM	
FERVIDA	63
11. FOTO ILUSTRATIVA DE AGRICULTURA IRRIGADA DE ALFACE	65
12. MODELO ESQUEMÁTICO DE UMA UNIDADE MORFOESTRUTURAL	
DA ÁREA DO CARSTE	69

13. ESBOÇO DO MAPA GEOLÓGICO	71
14. FOTO ILUSTRATIVA DE UM PERFIL DE CAMBISSOLO	75
15 FOTO ILUSTRATIVA DO CANAL EXUTÓRIO DAS BACIAS DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS	80
16. ESQUEMA DO MÉTODO PROPOSTO PARA OBTER A CARTA DE IMPACTO	86
17. CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DE DECLINIVIDADE DE FERVIDA	93
18. CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DE DECLINIVIDADE DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS	94
19. CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE FERVIDA	95
20 CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS	96
21 PERFIL LONGITUDINAL DO RIO FERVIDA	98
22 PERFIL LONGITUDINAL DO RIBEIRÃO DAS ONÇAS	99
23 CARTA DE USO DA TERRA DA BACIA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS	104
24. DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DO USO DA TERRA	104
25. FOTO ILUSTRATIVA DO USO DA TERRA NA BACIA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS	104
26. IMAGEM DE SATÉLITE DA REGIÃO DE ESTUDO	105
27. CARTA DE VULNERABILIDADE DA BACIA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS	138

28. CARTA DE IMPACTO DO NITROGÊNIO NA BACIA DE FERVIDA /

RIBEIRÃO DAS ONÇAS	140
--------------------------	-----

LISTA DE TABELAS

1. DESTINO DO NITROGÊNIO E FÓSFORO APLICADO AOS SOLOS	22
2. CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO E TEOR DE MATÉRIA SECA DE ALGUNS MATERIAIS ORGÂNICOS DE ORIGEM ANIMAL (EM PORCENTAGEM)	30
3. TEOR DE NITRATO ENCONTRADO NAS ÁGUAS DE NASCENTES ...	82
4. SEQUÊNCIA DO TRABALHO REALIZADO	87
5. DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES PARA A BACIA DE FERVIDA	92
6. DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES PARA A BACIA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS	93
7. CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE FERVIDA	95
8. CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS	96
9. PERFIL LONGITUDINAL DO RIO FERVIDA	98
10. PERFIL LONGITUDINAL DO RIBEIRÃO DAS ONÇAS	99
11. TIPOLOGIAS DE USO DA TERRA PRESENTES NA ÁREA	100
12. DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE ACORDO COM AS TIPOLOGIAS PRESENTES	103
13. QUANTIDADE DE NITROGÊNIO EXTRAÍDO PELAS CULTURAS	111
14. PESOS CONFERIDOS AO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA	113

15. PESOS CONFERIDOS AOS ATRIBUTOS DO SOLO E GEOLOGIA ...	114
16. SOMATÓRIO RESULTANTE DOS PESOS PARA VULNERABILIDADE PEDOLÓGICA	119
17. PESOS PARA CONFECÇÃO DA CARTA DE VULNERABILIDADE	121
18. PESOS PARA CONFECÇÃO DA CARTA DE IMPACTO	123
19. TESTE DE STUDENT	125
20. AVALIAÇÃO DE CLASSES DE IMPACTO	133
21. SIGNIFICADO DAS CLASSES DE VULNERABILIDADE	137
22. SIGNIFICADO DAS CLASSES DE IMPACTO	138

RESUMO

Este trabalho apresenta uma tentativa de avaliar o impacto do sistema agrossilvopastoril na qualidade de água subterrânea numa bacia hidrográfica cárstica, em Colombo, município da região metropolitana de Curitiba.

O sistema agrossilvopastoril vigente nesta área é direcionado pela horticultura intensiva voltada para produção comercial, gerando forte incidência de agroquímicos sobre o solo e provavelmente sobre a água subterrânea. Dentre estes elementos, o nitrogênio foi destacado como principal poluente devido à sua mobilidade, solubilidade na água na forma de nitrato e conseqüente poder contaminante sobre a qualidade da água.

O estudo do potencial de impacto se desenvolveu basicamente sob duas diretrizes conexas: o estudo da vulnerabilidade do terreno envolvendo características de solo, de relevo e geologia e o estudo do uso e ocupação das terras. Foram definidos e utilizados pesos para separar e hierarquizar as diferentes classes (solo, vulnerabilidade, uso e ocupação da terra, geologia). Desta abordagem foram geradas 3 cartas. A carta de uso e ocupação das terras, a carta de vulnerabilidade e a carta de impacto que consistiu na junção das duas anteriores e localiza áreas passíveis de impacto.

O excedente em nitrogênio oriundo do sistema de cultivo de hortaliças foi estimado, considerando o montante aplicado pelos produtores e o extraído pelas culturas produzidas ao longo de um ano. A estimativa deste elemento foi da ordem de 20,7 g/m² de área cultivada. O nitrogênio proveniente dos efluentes das habitações rurais também foi estimado para uma população de 1200 habitantes e resultou em 6% do valor anual proveniente do sistema agrícola.

O somatório de ambos os valores, assumindo-se uma vazão de base de 9l/s/km², e que todo nitrogênio adicionado ao solo e subsolo se transforme em nitrato e todo ele atinja o aquífero (100%), resultaria num total equivalente a 94,23 mg/l de nitrato, o qual configuraria o sistema agrícola como bastante impactante em relação à qualidade de água. Entretanto, este trabalho apresenta outras suposições quanto à porcentagem de transformação em nitrato e lixiviação para o aquífero.

Apesar do cultivo agrícola ser o maior gerador de nitrogênio, comparado aos efluentes gerados no meio rural, deve-se considerar que a urbanização desordenada associada ao crescimento demográfico na área seriam potencialmente muito mais impactantes. Isto se acentua principalmente devido ao substrato cárstico apresentar dolinas, falhas e fissuras que podem proporcionar a entrada e circulação de poluentes no aquífero.

Assim, a conservação da água nesta área depende da ordenação das atividades e disciplinamento da ocupação, evitando o parcelamento das terras, e sobretudo a urbanização. Além disso, áreas mais sensíveis devem ser reservadas para atividades menos comprometedoras e a agricultura deve ser manejada evitando uma utilização excessiva de adubos nitrogenados e orgânicos.

Isto somente poderia ocorrer com a instituição no local de uma "Unidade de Conservação" (UC) em forma de uma APA (Área de Proteção Ambiental). Esta forma jurídica/legal de proteção ambiental poderia servir como instrumento de disciplina das atividades produtivas, em especial as agrícolas, na busca do objetivo de proteger o ambiente e a qualidade da água.

ABSTRACT

This work is an attempt to evaluate the impact of the agrossilvopastoral system on the quality of underground water reserves in a karstic hydrographic basin in the municipality of Colombo, part of the greater Curitiba.

The agrossilvopastoral system in this region revolves around intensive agriculture, geared toward commercial production, giving rise to the heavy usage of chemical pesticides which affect soil and water reserves. Among these chemicals, nitrogen was found to be the main pollutant, due to its mobility, and water solubility as nitrate, and consequent degradation of water quality.

This study was developed along two fundamental lines: (i) land vulnerability, as based on soil, landform and geological characteristics, and (ii) land occupation and use. It was defined and implemented weights to enable separation and ranking of different classes. This approach led to the generation of three maps: a map of land use and occupation, a map of land vulnerability, and an impact map which brings both types of factors together to predict areas of greater and lesser impacts.

The excess of nitrogen originating in horticulture was estimated, taking account the amounts used by farmers and the amounts extracted from crops produced over the course of a year. This gave an estimation of 20,7 mg of nitrogen per square meter of cultivated land. Nitrogen outflowing from rural households was also estimated, for a population of 1,200 inhabitants, resulting in an additional 6% of the annual amount coming from agricultural systems.

The sum of both values, assuming that there is an outflow of 9l/s/km², and that all nitrogen is transformed into nitrate and reaches the aquifer (100%), would result in a total of 94,23 mg/l of nitrate, which demonstrates that the agricultural systems is heavily affecting the water quality in the region. However, this work presents other suppositions of transformation and reaching of nitrate into the aquifer.

Although agriculture is the largest generator of nitrogen, when compared to outflows generated by the other aspects of rural life, we should also consider that disorderly urbanization and population growth could be potentially even more impacting. This because the karstic substratum presents dolines, faults and fissures that can lead to the entrance and circulation of pollutants in the aquifer.

Therefore, water conservation in this area depends upon the ordering of activities and the disciplining of land occupation, avoiding land subdivision and urbanization. Furthermore, more sensitive areas should be reserved for less compromising activities and agriculture should be managed in a way that avoids excessive utilization of nitrogen-based and organic fertilizers.

However, this can only come to pass with the creation of a Conservation Unit (in the form of an environmental protection area) for the locale. This juridico-legal form of environmental protection could serve as an instrument for the disciplining of productive activities, and especially agricultural ones, with the goal of protecting the environment and water quality.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos têm sido explorados intensivamente a fim de abastecer as concentrações urbano-industriais cada vez mais exigentes em água. Isto é especialmente verdadeiro para regiões em crescimento acentuado, caso da Região Metropolitana de Curitiba, que apresenta uma das maiores taxas de expansão demográfica do Brasil.

Esta exploração se depara com alguns problemas, pois expansão urbano-industrial se desenvolve periféricamente aos grandes centros, de forma geralmente desordenada e ocupando muitas vezes áreas de grande importância ecológica ou estratégica, antes mesmo que um zoneamento possa ser realizado e assim orientar a ocupação. Isto se traduz no caso brasileiro pelos prementes conflitos que ocorrem na interface das zonas suburbanas e rurais.

Áreas de mananciais vêm sofrendo com esta ocupação, resultando em desequilíbrios freqüentes tais como destruição de ecossistemas, degradação da qualidade da água, inundações, etc.

No caso das águas subterrâneas, a ocupação da terra sem orientação adequada pode avançar sobre áreas de recarga, diminuindo potencialmente o volume de água armazenado e causar poluição nos aquíferos pela entrada de contaminantes provenientes dos sistemas urbano-industriais e energético-mineradores.

Atualmente os sistemas agrossilvopastoris modernos têm sido mundialmente apontados como impactantes quanto à qualidade da água, devido à utilização de agrotóxicos, às adubações nitrogenadas e aos dejetos das criações animais.

Por outro lado o meio físico apresenta respostas diferenciadas quanto à poluição. O carste e suas cavidades são extremamente vulneráveis à poluentes passíveis de serem transportados em suspensão ou solução na água. Apesar destes aquíferos serem parcialmente confinados, e portanto mais protegidos fisicamente em relação à poluição do que sistemas freáticos livres, eles são considerados frágeis para suportar uma carga poluente devido aos sistema de falhas, fissuras e de porosidade, que normalmente apresentam. Uma vez poluído o aquífero, o processo reversivo é difícil e de alto custo, a exemplo do ocorrido em países europeus e EUA.

Na França por exemplo, os problemas resultantes da poluição dos sistemas freáticos são graves, sendo que no Baixo Ariège em zonas de monocultura de milho irrigado, as taxas de nitrato nos lençóis freáticos atingem 80mg/l (AGIODA *et al.*, 1994).

No Brasil as informações existentes sobre o carste ainda são escassas e pouco adequadas em relação à exploração e proteção dos aquíferos.

As áreas cársticas do entorno de Curitiba, são potencialmente ricas em água subterrânea de excelente qualidade e de fácil exploração, especialmente na região de Fervida /Ribeirão das Onças, em Colombo, que já vem sendo explorada desde agosto de 1996.

Assim uma avaliação da suscetibilidade deste aquífero em relação à carga contaminante a que ele está sendo submetido, é imprescindível para que se possa classificar e hierarquizar zonas de impacto relativamente à qualidade da água. Fundamenta-se assim o gerenciamento deste recurso natural, sob uma perspectiva conservacionista.

1.1 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa visa avaliar o sistema agrossilvopastoril das bacias de Fervida e de Ribeirão da Onças, quanto à sua potencialidade em causar danos às águas subterrâneas e fornecer subsídios passíveis de serem utilizados, de forma associada, na avaliação do impacto causado pelas atividades agrossilvopastoris sobre aquíferos subterrâneos cársticos. Este objetivo geral resume-se nos seguintes objetivos específicos:

- caracterizar os principais poluentes gerados pelo sistema agrossilvopastoril e associá-los às atividades desenvolvidas na área de estudo;
- identificar características do terreno (pedológicas, de relevo e algumas geológicas) que favoreçam a infiltração e circulação de poluentes e localizar espacialmente áreas mais vulneráveis;
- caracterizar e classificar a ocupação e uso da terra quanto ao seu potencial em causar danos às águas subterrâneas;
- estimar a quantidade de nitrogênio proveniente das áreas de cultivo de hortaliças e dos efluentes gerados pelos habitantes da bacia;
- avaliar a interação entre o uso e ocupação da terra e a vulnerabilidade das áreas da bacia e
- formular recomendações sobre o uso e ocupação da terra que possibilitem a manutenção da qualidade da água subterrânea, a médio e longo prazo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A PROBLEMÁTICA DOS AQUÍFEROS CONFINADOS EM RELAÇÃO À POLUIÇÃO

FOSTER (1993) lembra que as águas subterrâneas por se encontrarem total ou parcialmente confinadas são geralmente mais protegidas da poluição que as superficiais, devido à presença do solo atuando como meio filtrante. Quando estas águas se tornam poluídas e se concentram num aquífero, este por estar mais protegido é também mais difícil de ser recuperado, pois não está sujeito aos processos de autodepuração comuns aos sistemas livres, tais como fotodecomposição, ampla oxigenação, transformações microbianas aeróbicas, etc. Em função das variáveis dependentes do meio físico, dos poluentes, e da interação entre ambos, a avaliação criteriosa do efeito poluidor e a recuperação dos aquíferos poluídos é uma operação cara e tecnicamente difícil.

LOPEZ VERA (1990) também considera que em geral as águas subterrâneas se encontram melhor protegidas que as superficiais, mas esta proteção se torna grandemente diminuída no caso de contaminação direta, isto é entrada de substâncias indesejáveis diretamente no aquífero.

Além destes fatos, é difícil prever quanto tempo leva um poluente emitido na superfície do terreno para atingir a zona saturada. MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995) atestam que o tempo de transporte, pode ser de anos ou até de décadas, dependendo de fatores tais como: profundidade do nível freático, da permeabilidade do substrato, fissuração da zona não saturada e taxa de recarga da superfície.

MONTAÑO (1994) indica que o tempo de transporte pode ser de anos para aquíferos homogêneos e até de dias para aquíferos cársticos.

2.2 A VULNERABILIDADE DIFERENCIAL DOS SOLOS

Em relação ao efeito poluidor, o sistema aquífero subterrâneo confere vantagem em relação ao sistema hídrico superficial, em decorrência dos poluentes atravessarem o solo para alcançar a zona saturada. Neste processo poderia ocorrer remoção ou purificação de elementos devido aos processos de aeração, decomposição aeróbica, filtração, troca de íons, adsorção e absorção (JAIN, 1993).

A zona insaturada constitui a primeira linha de defesa e oferece oportunidade de ser monitorada. Assim os aspectos pedológicos precisam ser levados em consideração, numa avaliação de vulnerabilidade (FALKENMARK & ALLARD, 1991).

Os solos diferem significativamente em relação ao seu poder depurador. CADILLON & PORTIER (1977), em trabalho realizado com diferentes tipos de solos, consideraram que a espessura, a textura e a estrutura influenciam diretamente no poder filtrante, na capacidade de retenção de água e na permeabilidade.

RIZZI (1991), em trabalho realizado com a aplicação de água residual urbana em sedimento de solo argiloso, constatou que solos com esta textura apresentam maior superfície de contato com os colóides, maior capacidade de troca iônica, maior capacidade de retenção de água e mais baixa taxa de percolação, sendo portanto mais eficientes como meio depurador. Esta capacidade se amplia com o aumento da profundidade do solo.

MALDONADO (1991) considera que existe uma interação complexa entre os contaminantes em função de certas características do solo, como por exemplo: CTC (capacidade de troca de cátions), pH (potencial hidrogeniônico), MO (matéria orgânica), textura, permeabilidade, composição do perfil do solo, condutividade hidráulica e a geometria dos poros do solo. Em termos de amortização química, o principal parâmetro citado pelo autor se refere à CTC, não somente da argila, mas também da matéria orgânica.

MONTAÑO (1994) considera que na zona não saturada há um maior potencial para:

a) interceptação, sorção e eliminação de bactérias e de vírus; b) atenuação de metais pesados e outros químicos inorgânicos através de precipitação, sorção ou intercâmbio de cátions; c) sorção e biodegradação de muitos hidrocarbonetos e compostos orgânicos sintéticos. No solo, a maioria dos processos são mais efetivos na zona biologicamente ativa devido ao maior conteúdo de argila e de matéria orgânica e de sua maior população microbiana. O autor considera que uma avaliação da vulnerabilidade (ou da atenuação do poluente) da zona insaturada passa por considerações a respeito do perfil pedológico, tais como: textura, distinção entre horizontes do solo, presença de horizonte B textural (associado à transição abrupta ou não), horizontes orgânicos (maior CTC), espessura do solo e porosidade.

MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995), relatam estudos realizados em solos ferralíticos (latossólicos e podzólicos com argila de atividade baixa) na Ilha Maurício (Oceano Índico Tropical) mostrando a perda de nitrato por percolação aumentando com a intensidade de chuva e decrescendo com um aumento do teor de argila e com a capacidade de troca de cátions (CTC). Os mesmos autores relatam um trabalho realizado

na Suécia em que foi medida a percolação de nitrato em 4 solos diferentes. O solo argiloso foi o que reteve mais nitrato juntamente com outro arenoso, porém com alto teor de matéria orgânica. No solo arenoso, com pouca matéria orgânica, a perda de nitrato foi maior e no solo siltoso foi intermediária.

Quanto às perdas por desnitrificação, a drenagem interna do solo é um componente importante. MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995), afirmam que em solos mal drenados devido ao processo de desnitrificação, o nitrato não constitui um problema, pois há redução e consequente volatilização do nitrogênio. Os mesmos autores afirmam que a perda de nitrato é maior em solos bem drenados em relação aos solos com drenagem deficiente, e que o movimento de nitrato passa a ser maior quando os solos são drenados. Em histossóis (solos orgânicos), a água de drenagem pode conter alto conteúdo de nitrato mesmo em locais que não sofreram fertilização.

Para ASSAAD & JORDAN (1994) no caso de aquíferos cársticos, a zona insaturada (ou solo) é muito mais efetiva no processo de atenuação de poluentes que a zona saturada, devido à processos microbiológicos e físico-químicos. Isto ocorre pois o sistema de fissuras das rochas calcárias facilitam a rápida penetração dos poluentes no aquífero.

2.3 A REGIÃO DO CARSTE: FORMAÇÃO E CONTAMINAÇÃO

De acordo com GAMS (1993), "Kras", era o nome da região noroeste de Trieste (Itália), em esloveniano, Karst em alemão e carso em italiano, todos derivados da palavra pré-indo-européia "Karra", que significa pedra. Hoje o termo carste é aplicado para definir

um tipo de sistema geomórfico e hidrogeológico associado a rochas particularmente solúveis. Nas publicações em língua estrangeira, o termo mais utilizado é karst e o mesmo ocorre em grande maioria das publicações brasileiras.

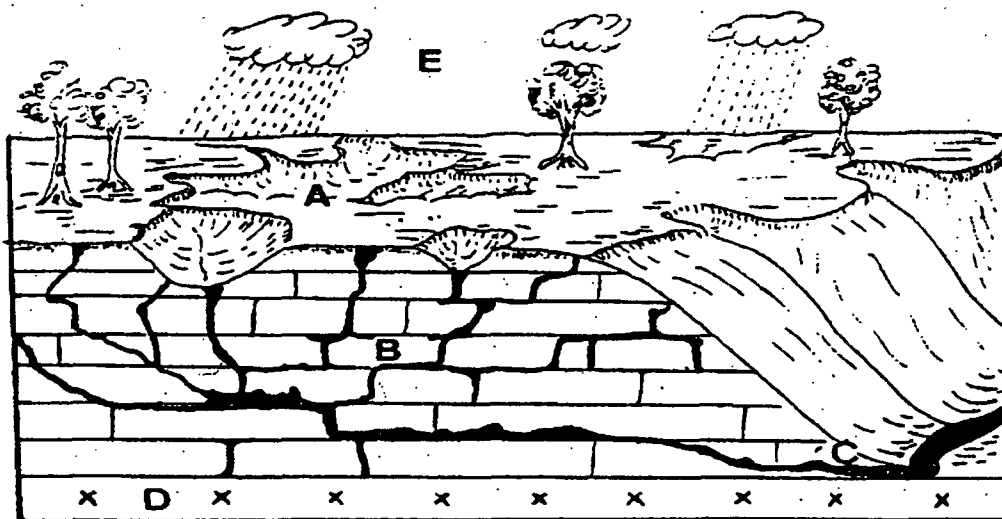
O que se denomina de carste, é um fenômeno geológico complexo que se refere à terrenos de litologias muito específicas, compostos de rochas calcárias, dolomitos, gipsita, gesso, halita, ou outras rochas solúveis, submetidos à ação da água, temperatura, gases e pressão (ASSAAD & JORDAN, 1994).

As rochas calcárias constituem 5 a 10 % dos terrenos sedimentares do globo terrestre. No Brasil, de acordo com KARMANN (1994), citado por BONACIM (1996), os terrenos calcários constituem 5 a 7 % do território nacional, localizando-se os mais extensos no Brasil central (Grupo geológico Bambuí), no Mato Grosso do Sul (Grupo Corumbá) e no Sul do país em menor extensão (Grupo Açungui, entre outros).

A dinâmica do relevo cárstico principia quando as águas de infiltração agem sobre as fissuras e diáclases das rochas, dando lugar aos processos de dissolução superficial BIGARELLA (1994). À medida que as fendas vão se alargando, originam-se condutos ou sumidouros, nos quais fluem as águas de infiltração (FIGURA 1).

Assim, desta forma é gerada uma das características principais do carste, uma drenagem de sentido vertical e subterrânea (criptorreica), seguindo fendas, condutos e cavernas, resultando na ausência parcial de cursos de água superficiais. Aspectos runíformes, esburacados e dolinas (depressões fechadas) fazem parte do modelado geral.

FIGURA 1: ESQUEMA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NUMA REGIÃO CÁRSTICA.



Principais condições para o desenvolvimento do modelado cárstico.

A – Rocha calcária permeável e solúvel na superfície; **B** – rocha espessa, maciça, fissurada e fraturada; **C** – surgência da água percolada através de fissuras ou de alguns canais ou condutos; **D** – rocha impermeável; **E** – dissolução de CO_2 atmosférico.

FONTE: BIGARELLA (1994)

A evolução deste relevo implica em considerar a ação de um conjunto de processos onde a dissolução é de extraordinária importância. A dissolução química e a erosão mecânica são os dois processos principais que originam as diferentes feições dos terrenos.

A exposição dos pacotes carbonáticos a um clima úmido, estabelecido a partir do Quaternário, quando teria predominado um superávit de água no balanço hídrico, ocasionou o desenvolvimento de canais de dissolução. Este aumento no volume de vazios, de fraturas, aumenta a capacidade de circulação e armazenamento de água no subsolo, a exemplo do que ocorre em outras áreas carbonáticas do Brasil (SILVA, 1984 e GUERRA, 1986, citado por LISBOA & BONACIM, 1995).

O sistema do carste é bastante vulnerável à poluição. Segundo LETOURNEUR & MICHEL (1971), os processos de contaminação são mais rápidos e mais eficazes nas regiões cársticas onde as entradas de cavidades servem de pontes de penetração direta às águas de superfície poluídas. Este fato ocorre quando se utiliza estes locais para colocação de dejetos diversos, cadáveres de animais, etc., ou ainda para descarga de lixos. PETRIK (1969), citado por ASSAAD & JORDAN (1994), considera o sistema cárstico como muito vulnerável à poluição, sendo esta suscetibilidade devida a diversos fatores, que se podem ser resumidos basicamente em: existência de cavidades subterrâneas (falhas e fissuras), facilitando a entrada de poluentes na zona saturada sem filtragem, e alta velocidade de duração do fluxo, do ponto de entrada até o ponto de saída. Assim, o processo de auto purificação não atinge nível significativo, especialmente em época de chuvas pesadas.

WENDLAND (1994), considera que áreas de rochas sólidas (calcárias, por exemplo) são mais suscetíveis à poluição de nitrato relativamente às rochas mais porosas. Isto se deve ao tempo de residência, mais curto neste substrato, dificultando assim a degradação do nitrato para compostos voláteis. As condições oxidantes prevalecem nestes locais, prevenindo a redução e conseqüente volatilização do nitrato. Em áreas de rochas não compactas (arenito, por exemplo), ao contrário, a água subterrânea tem um fluxo de velocidade baixo e um longo tempo de residência.

Assim, o aspecto litológico poderá apresentar uma suscetibilidade diferenciada com relação à poluição, como mostra esta classificação litológica simplificada (FIGURA 2). Nesta figura, que indica a probabilidade de migração extensiva de poluentes microbiológicos e biodegradáveis pode-se notar a alta suscetibilidade das rochas calcárias à contaminação.

FIGURA 2: CLASSIFICAÇÃO LITOLÓGICA SIMPLIFICADA E SUA RELAÇÃO COM A CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.



- Baixa vulnerabilidade
- Alta vulnerabilidade (a menos que esteja coberto por 2 m de sedimentos finos)
- Vulnerabilidade variável (dependente da fraturação)

FONTE: Adaptado a partir de FOSTER (1993).

2.3.1 Reações de intemperismo

“A água carrega substâncias dissolvidas ao longo do caminho do ciclo hidrológico e também é um solvente que reage ativamente nas reações químicas, assim, ela é o ator fundamental, não somente a vítima de uma mudança na qualidade, como é freqüentemente percebido” (FALKENMARK & ALLARD, 1991).

O Intemperismo é uma alteração física e química a que as rochas estão sujeitas, sendo uma tentativa de restabelecer um equilíbrio sob as diferentes condições ambientais. A alteração química implica numa quebra da estrutura (química) dos minerais componentes da rocha, enquanto que a física resulta numa desagregação mecânica.

Na verdade, o intemperismo depende de vários fatores: composição mineralógica e química da rocha, forma e estrutura de jazimento, e condições climáticas das regiões predominantes. As diferentes reações responsáveis pelo intemperismo químico são: dissolução, hidratação, redução, oxidação, hidrólise e carbonatação.

Estas reações possibilitam a formação de novos compostos. A dissolução é para diversos minerais, o primeiro estágio do processo de decomposição. A halita, a calcita, a dolomita, o gipso e o calcário, são facilmente dissolvidos pela água, enquanto que o quartzo, por exemplo é praticamente insolúvel (BIGARELLA, 1994).

O poder de dissolução vem da natureza dipolar da água, que remove os íons dos minerais das rochas tais como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , os quais são facilmente lixiviáveis. O Al e o Fe se hidrolizam e se precipitam.

KRAUSKOPF (1979) indica as reações que ocorrem naturalmente em calcários que serão descritas a seguir.

A hidrólise do carbonato de cálcio quando em água pura, pode ser representada da seguinte forma:



Esta reação tem uma constante de equilíbrio (K) de:

$$K = [\text{Ca}^{2+}] [\text{OH}^-] [\text{HCO}_3^-] = 10^{-12}$$

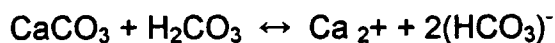
Quando a água carrega CO_2 e O_2 , sua eficácia como agente intempérico aumenta, devido à formação do ácido carbônico. Ex.:



O H_2CO_3 é um ácido fraco, mas um reagente químico efetivo. O ácido carbônico libera íons hidrogênio com um poder de polarização maior que as moléculas dipolares da água.

A dissolução de uma rocha calcária depende de sua composição química e do grau de acidez da água (pH); sendo que, à medida que os calcários se tornam mais impuros, sua solubilidade diminui. A calcita e a dolomita são pouco solúveis na água pura, mas elevando-se a concentração de CO_2 , sua solubilidade aumenta consideravelmente

pela ação do ácido carbônico. Como a maioria dos gases ele tem uma solubilidade inversamente proporcional à temperatura. A água contendo CO_2 transforma o CaCO_3 em íons bicarbonato e cálcio que são lixiviados.



Toda água em contato com o ar contém gás carbônico dissolvido, mas o CO_2 é mais solúvel na água fria que na quente. A matéria orgânica em decomposição também pode fazer com que o teor de gás carbônico aumente muito (teor até 100 vezes maior que na atmosfera).

Com o aumento da temperatura, diminui a quantidade de CO_2 dissolvido na água. Assim, se a temperatura aumentar, haverá escape de CO_2 e precipitação de carbonato de cálcio. Além da temperatura, outros fatores podem funcionar como uma barreira geoquímica para a precipitação do carbonato de cálcio, são eles: rebaixamento da pressão nas áreas de ressurgência, aquecimento das águas de superfície; aeração nas corredeiras e cascatas com perda de CO_2 e também por assimilação de CO_2 pela vegetação.

Nas regiões tropicais úmidas, a carbonatação é intensa e estimulada pela contribuição de CO_2 proveniente da vegetação exuberante, pois a matéria orgânica em decomposição pode fazer com que o teor em íons carbônicos aumente muito.

O calcário puro pode conter pequenas quantidades de argilas, óxidos de ferro, etc. A sua dissolução deixa um resíduo argiloso marrom. Óxidos e hidróxidos de ferro também podem ocorrer na superfície do relevo cárstico, formando um solo vermelho conhecido como "terra rossa". Geralmente este material preenche as depressões topográficas, como as dolinas, nas quais há uma concentração de minerais de ferro e manganês. É onde cresce uma vegetação bastante exuberante.

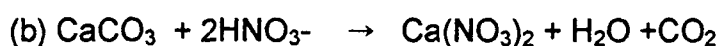
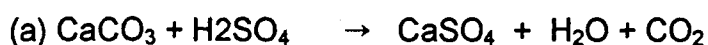
Na região estudada a maioria das rochas carbonáticas são constituídas de calcários dolomíticos. A dolomita, segundo STUMM & MORGAN (1981), apresenta uma solubilidade inferior a da calcita, a partir de pHs superiores a 7,8. Esta condição de pH, considerando a acidez encontrada nas águas analisadas no cenário do Projeto Karst, deve estar presente nas zonas de alteração destas rochas na região estudada. Os mesmos autores fornecem uma razão média entre $[Mg^{2+}]/[Ca^{2+}]$ de 0,78 em águas cársticas sendo esta proporção geralmente constante.

Os processos de dissolução em climas quentes são tão intensos quanto nos climas frios. Apesar de haver diminuição do CO_2 pela maior temperatura média das regiões tropicais e subtropicais; comparativamente às regiões temperadas, a quantidade de água para dissolver e transportar o carbonato de cálcio é maior.

Porém, para BIGARELLA (1994), a carstificação nos trópicos úmidos seria mais intensa não somente devido à maior precipitação, que atuaria nos processo de diluição e erosão mecânica, mas também devido ao fato que a água em regiões quentes se torna mais fluida facilitando sua penetração no substrato rochoso, devido aos ácidos de origem orgânica e do CO_2 produzido pela intensa atividade orgânica.

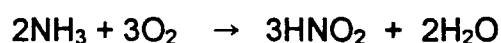
ASSAAD & JORDAN (1994) consideram que, além da dissolução física (carbonato) e química (bicarbonato), podem ocorrer outros processos de corrosão.

Ácidos e sais resultantes de processos bioquímicos ou inorgânicos de intemperismo no solo podem ter um papel importante na corrosão das rochas calcárias



O ácido sulfúrico (H_2SO_4) pode ocorrer no solo devido a inúmeros processos. Ele é um produto de oxidação (inorgânico ou bioquímico) de sulfetos e sulfeto de hidrogênio; estes últimos podendo ocorrer de processos anaeróbicos.

O ácido nítrico (HNO_3) originado no solo vem em sua maior parte da degradação da matéria orgânica. A amônia é oxidada a ácidos orgânicos corrosivos aos calcários, pelas bactérias que habitam o solo.



O ácido nítrico (HNO_3) e o nitroso (HNO_2) não permanecem no solo por muito tempo reagindo com cátions do solo ou calcário como mostrado acima (reação b).

As águas subterrâneas têm sua composição química influenciada pela natureza dos produtos lixiviados do manto do intemperismo, e por aqueles dissolvidos pela percolação das águas através das rochas subjacentes. A composição química relaciona-se nitidamente com as formações geológicas da região dependendo também do tipo climático regional.

Os valores resultantes foram utilizados para a discriminação espacial e conseqüente confecção da carta de vulnerabilidade que compreende a carta de vulnerabilidade pedológica, geológica e de relevo.

Depois e considerados o risco e a vulnerabilidade, também utilizou-se o método proposto na FIGURA 7 para avaliação do impacto que estaria ocorrendo às águas subterrâneas.

Elaboradas as duas cartas, de vulnerabilidade e de risco (uso e ocupação da terra), as interações foram delineadas graficamente (cruzamento das cartas) e

hierarquizadas, na tentativa de se localizar espacialmente e classificar áreas sob maior ou menor impacto, gerando a carta de impacto, produto final do trabalho.

O organograma da TABELA 4 mostra a seqüência de trabalho realizada e a seguir esta seqüência será detalhadamente explicada.

2.4 ELEMENTOS QUE CAUSAM POLUIÇÃO HÍDRICA

2.4.1 A contaminação pelo nitrato

As atividades agrícolas geram normalmente cargas poluentes difusas, isto é não pontuais ou concentradas no terreno, sendo que os elementos causadores da poluição provenientes do sistema agrossilvopastoril são: adubos nitrogenados, pesticidas, e resíduos animais (MALDONADO, 1991; FOSTER, 1993; WENDLAND, 1994). Os resíduos de animais confinados constituem cargas poluentes pontuais quando criado em confinamento.

Segundo FOSTER (1993), com relação à poluição de aquíferos, o nitrato é o constituinte de ocorrência mais generalizada e problemática, devido à sua alta mobilidade e estabilidade.

Na agricultura, a adição de nitrogênio ao solo é muito freqüente, com as adubações rotineiras de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), isto para propiciar uma produção satisfatória, e a manutenção da fertilidade do solo. O nitrogênio constitui-se num dos elementos mais aplicados como fertilizante em termos de freqüência e quantidade, não somente devido às necessidades nutricionais, mas também pela elevada perda por

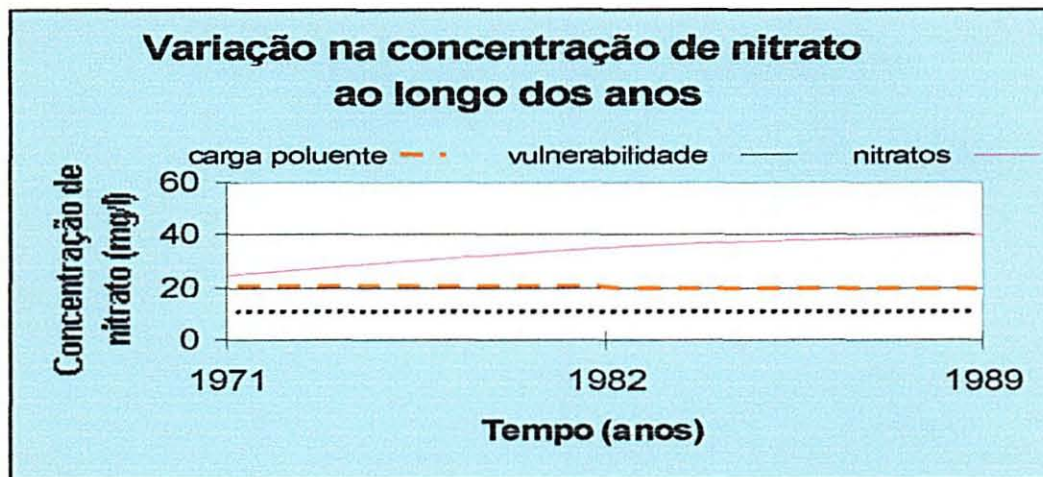
lixiviação e conseqüente necessidade de reposição. Quando um excesso de nitrogênio, principalmente na forma de nitrato é adicionado ao solo, ele normalmente não é removido pelas culturas, sendo lixiviado.

A estabilidade do nitrato faz com que ele possa persistir no meio subterrâneo cárstico (meio normalmente oxidante) e assim acumular-se. Em trabalho realizado na região calcária de Beauce (centro-norte da França), sob cerealicultura intensiva, HRKAL & TROUILLARD (1994), atestaram a estabilidade do nitrato, e conseqüente acúmulo do elemento neste ambiente, como ilustra a FIGURA 3.

Observa-se nesta figura que a concentração incidente de nitrato se manteve constante de 1971 a 1986; não houve alteração no meio no que se refere à vulnerabilidade e mesmo assim, a carga poluente resultante na água aumentou de 25 a aproximadamente 40 mg/l em nitrato, em aproximadamente 20 anos.

Praticamente todas as águas encerram pelo menos traços de nitrato, cujo teor pode aumentar com a poluição por matéria orgânica ou então devido à aplicação excessiva de fertilizantes. As águas superficiais, a menos que haja poluição excessiva, raramente atingem teores mais elevados que 5 mg/l de nitrato (NO_3^-), já as águas subterrâneas, em áreas sob uso intensivo de fertilizantes, podem atingir concentrações de até 1000 mg/l (AZEVEDO NETO, 1984).

FIGURA 3: VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DE NITRATO (mg/l), CARGA POLUENTE E VULNERABILIDADE



FONTE: Adaptado a partir de HRKAL e TROUILLARD (1994)

MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995) consideram que, em sistemas naturais, os níveis de $\text{NO}_3\text{-N}$, raramente ultrapassam 3 mg/l, sendo que os valores acima deste patamar seriam indicativos de alguma artificialização do meio. Os autores atestam que o nível de nitrato nas águas cresce ano após ano, como resultado do aumento do uso de fertilizantes, a exemplo de muitas regiões agrícolas dos EUA.

2.4.1.1 O nitrogênio como um elemento dinâmico

O nitrogênio é um elemento que forma compostos multiformes, possuindo elevado dinamismo na natureza. KIEHL (1987) realta as propriedades do elemento, as quais possibilitam este dinamismo:

a) possibilidade de assumir diferentes números de oxidação que variam desde -3, como radical amônio (NH_4^+), até 5, a exemplo do ânion nitrato (NO_3^-) Isto permite grande variedade de combinações com outros elementos e radicais;

b) existência de formas gasosas do composto, além de líquidas e de sólidas;

c) elevada susceptibilidade das formas inorgânicas do elemento (susceptível ao transporte vertical e horizontal através de evaporação e da água da chuva);

d) ação de microorganismos, plantas superiores e animais que atuam como catalisadores e aceleram as transferências de nitrogênio na natureza (mineralização e desmineralização).

Assim, o ciclo do nitrogênio no solo coloca em jogo três mecanismos interessantes: 1) a mineralização dos compostos nitrogenados, cujo produto final é o nitrato; 2) a transformação do nitrogênio mineral em nitrogênio orgânico; 3) a desnitrificação, que conduz à formação de N_2O e N_2 .

2.4.1.2 Formas de nitrogênio no solo

O nitrogênio disponível às plantas é definido como o que se encontra nas proximidades das raízes em formas químicas prontamente assimiláveis (amônio e nitrato), sendo o nítrico, de forma geral, preferencialmente utilizado. Ao contrário do que ocorre com outros nutrientes, como por exemplo o fósforo, o nível de nitrogênio no solo é bastante variável. Os processos que o retém ou o tornam disponível no solo, dependem também dos microorganismos, sendo portanto sensível às variações de temperatura, umidade e aeração. A relação C/N (carbono / nitrogênio) é de enorme importância, pois a liberação

do nitrogênio do material orgânico só ocorre quando a C/N está abaixo de 17/1 e quando atinge o nível de 12/1, as transformações tornam-se mais lentas, estando a matéria orgânica praticamente estabilizada (KIEHL, 1987).

De acordo com ALEXANDER (1977), citado por KIEHL (1987), a maior parte do nitrogênio orgânico do solo, representando 95 a 99% do total, se encontra ligado à polímeros de compostos fenólicos de húmus, oferecendo grande resistência à decomposição. Apenas 1 a 3 % do nitrogênio do solo é mineralizado a cada ano. Em solo cultivado, considerando a camada arável com 0,08% a 0,4% de nitrogênio, a quantidade mineralizada varia de 16 a 240 Kg/ha de N, parte da qual é assimilada pela cultura.

O nitrogênio amoniacal é a forma transitória mais retida pelo complexo de troca catiônica (CTC), devido à sua carga contrária. O amoníaco e os sais amoniacaais são solúveis e os íons NH_4^+ , liberados pelos sais, são adsorvidos. Esta fixação ocorre em certos minerais argilosos (argilas do tipo 2:1). Quando o nitrogênio é assim fixado, ele torna-se lentamente assimilável pelas plantas e microorganismos. O nitrogênio amoniacal também é rapidamente oxidado pelas bactérias nitrificantes e transformado em nitrato.

O restante do nitrogênio sob as formas de amônio solúvel é de compostos de nitrato raramente supera a 1 ou 2 % do N total.

2.4.1.3 Mineralização

Apenas de 2 a 3% das formas orgânicas imobilizadas estão disponíveis para a mineralização anualmente. A amônia (NH_3^+) liberada no processo de mineralização se transforma em amônio (NH_4^+), íon estável não tóxico e aproveitável por plantas e animais.

Em solos arejados, o íon amônio tende a ser convertido em nitrato. A nitrificação ocorre desde que o pH não seja menor que 4,5 e que a temperatura e a umidade e pressão parcial de O₂, não seja muito baixa. Em geral, a nitrificação é maior em solos argilosos e menor nos arenosos. Os solos encharcados podem reter amônio e outras vezes podem acumular nitrito que é tóxico aos vegetais (KIEHL, 1987).

2.4.1.4 Entrada e saída de nitrogênio no solo (*Input e output*)

PRATT et al. (1978), enumeram as possíveis fontes de nitrogênio potencialmente disponíveis para as plantas: chuva, a água de irrigação, fertilização inorgânica, fertilização orgânica, fixação biológica, mineralização do nitrogênio orgânico do solo, liberação do amônio por decomposição mineral, adsorção da amônia da atmosfera pela superfície dos solos e absorção da amônia da atmosfera pela superfície das folhas.

As possíveis perdas são devidas à remoção pelas colheitas; lixiviação do nitrato na água de percolação, volatilização da amônia da superfície do solo, desnitrificação resultando na liberação para a atmosfera do óxido nitroso e dinitrogênio, imobilização em material orgânico, erosão do solo, fixação química de amônio em minerais argilosos micáceos. Os autores consideram a medição do fluxo das perdas, com exceção da removida pelas colheitas, como sendo muito difícil.

De uma forma bem geral, THE FERTILIZER INSTITUTE (1976) apresentou as seguintes amplitudes do destino do nitrogênio e do fósforo aplicados ao solo, apresentados na TABELA 1.

TABELA 1: DESTINO DO NITROGÊNIO E FÓSFORO APLICADO AOS SOLOS

Destino	N	P
Absorvido pelas culturas	40 - 70%	10 - 20%
Perdas gasosas	5 - 35%	
Erosão	0 - 20%	0 - 20%
Imobilização	10 - 40%	50 - 90%
Percolação	0 - 20%	0 - 5%

FONTE THE FERTILIZER INSTITUTE, 1976.

Estes valores são bastante variáveis, dependendo das condições de clima, manejo e tipo de cultura, etc.

Enquanto o nitrogênio absorvido pelas culturas pode ser facilmente estimado, as perdas gasosas não o são. Em geral, a desnitrificação depende do teor e do tipo de matéria orgânica, da umidade, temperatura e pH do solo.

A volatilização do nitrogênio pode ocorrer devido aos microrganismos que reduzem o nitrato à óxido nítrico, geralmente em condições de drenagem deficiente e má aeração ou por redução química dos nitratos em solução ligeiramente ácida. Depende também da porosidade do solo, tensão da água, pH, temperatura e conteúdo de matéria orgânica mineralizável (MUCHOVEJ & RECHEIGL, 1995).

A amônia poderá ser volatilizada e as condições que favorecem o processo são: alto valor de pH, temperatura elevada, baixa CTC, altas doses de uréia, aplicação em superfície úmida que depois seca, aplicação sobre restos vegetais (condições de oxigenação dos solos) (KIEHL, 1987).

MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995), indicam perdas de amônia de 10 a 15 kg N /ha/ano, particularmente se o esterco animal é adicionado à superfície do solo e que substanciais quantidades de $\text{NH}_4\text{-N}$ podem ser transferidas destes locais para áreas próximas e contribuir para o enriquecimento do solo e da água em nitrogênio.

Quanto à imobilização, esta constitui na verdade uma perda temporária, não devendo ser considerada numa avaliação de adição potencial de nitrato ao solo a médio e longo prazo.

2.4.1.5 Lixiviação

Na movimentação da própria água através do perfil do solo, o nitrogênio é deslocado (lixiviado) em solução ou suspensão. O nitrato é a forma mais facilmente translocada, pois a carga do íon é de mesmo sinal negativo que o da carga líquida apresentada pela maioria dos solos. Assim, a fixação de ânions nos solos é mais difícil que os cátions, em função das cargas negativas predominantes, sendo as formas nítricas muito sujeitas às perdas.

Como exceção, nos horizontes internos de certos solos tropicais úmidos, os sesquióxidos de ferro e alumínio apresentam carga líquida positiva, o que resulta certa capacidade de reter nitratos (KINJO & PRATT, 1971, citado por KIEHL, 1987). A uréia e outros compostos animais por serem solúveis e fracamente retidos pelos colóides, apresentam mobilidade no perfil, mas quando adicionados ao solo, logo se transformam em amônia (NH_3) e amônio (NH_4).

O amônio sendo positivamente carregado, é retido pelos colóides de carga negativa do solo com força suficiente para dar certa estabilidade contra a lixiviação (KIEHL, 1987). Além disto ele pode ser absorvido pelas plantas ou então sofrer nitrificação.

A quantidade de nitrogênio perdida por lixiviação varia também em função da dose e do método de aplicação do fertilizante, da velocidade de mineralização, imobilização por plantas e microorganismos, da quantidade de chuva ou irrigação, da textura, da estrutura e da porosidade. Em legumes, com uma abundante fertilização nitrogenada e em culturas de ciclo curto ou em solos de textura grosseira, as perdas de nitrato são acentuadas (BRADY, 1979).

RIZZI (1991), verificou a lixiviação do nitrato em condições experimentais de sedimento de solo argiloso em capacidade de campo e concluiu que solos com déficit de água e sob cultivos com alta demanda de nitrato são os recomendados como possível meio de aplicação de água residual urbana, à respeito da redução do teor de nitrato na água.

PERES & SUHET (1986), citados por COUTINHO et al. (1993), afirmaram que a lixiviação do nitrato depende de fatores ligados ao solo, principalmente à textura. Para uma mesma quantidade de chuva o nitrato num solo arenoso se lixivia 4 vezes mais rápido que num solo franco e 6 vezes mais rápido que num solo argiloso.

Devido aos fatores que influenciam na disponibilidade do nitrogênio no solo, a quantidade realmente lixiviada é bastante variável. Muitas vezes a eficiência de uma adubação nitrogenada raramente ultrapassa 50%, mesmo com um bom manejo. KIEHL (1987) cita trabalho de REICHARDT et al. (1982), onde para doses em torno de 90 kg/ha de nitrogênio e sob condições tropicais, apenas 15,8 kg/ha foram perdidos durante o período de cultivo e deste total 3,4 kg/ha foram provenientes do fertilizante. Estes valores correspondem a 20,9 e 4,5 g de N/ha/mm de chuva perdidos. O mesmo autor cita dados obtidos no Sri Lanka, em culturas de chá (ambiente tropical úmido) em que 50 a 70% do N aplicado é lixiviado.

THE FERTILIZER INSTITUTE (1976) alega que as plantas poucas vezes utilizam mais de 50 a 70 % do nitrogênio aplicado.

2.4.1.6 Problemas ambientais devido à poluição por nitrogênio

A atmosfera é o maior reservatório de nitrogênio do sistema (80%) e também a maior válvula de escape do mesmo. O nitrogênio entra continuamente na atmosfera pela ação das bactérias desnitrificantes e retorna ao ciclo pela ação das bactérias ou algas fixadoras de nitrogênio, por meio da radiação ou outras formas de fixação física (ODUM, 1983).

Atualmente existe uma grande preocupação mundial quanto ao crescente aumento de compostos de nitrogênio na biosfera e atmosfera. Diversos trabalhos são publicados versando sobre o complexo ciclo do nitrogênio na geosfera. Este ciclo tem sido muito alterado devido ao uso de fertilizantes sintéticos, de forma que em muitos países as adições agropastoris somadas aos NO_x de combustões, suplantam o fluxo natural de nitrogênio incidente sobre o conjunto do território.

A dependência da agricultura moderna em relação aos fertilizantes nitrogenados é tal que 1/3 do nitrogênio presente na massa corporal das pessoas provém de fontes artificiais (SMIL, 1997).

Conforme BLEKEN & BAKKEN (1997), o enriquecimento do ambiente em nitrogênio tem conseqüências globais preocupantes devido ao incremento da emissão de N₂O da biosfera para a atmosfera pois este gás apresenta as seguintes características:

- trata-se de um elemento gasoso-traço com longa vida (superior a 100 anos) que vem aumentando de teor na atmosfera desde o início da Revolução Industrial;

- é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa, absorvendo em torno de 200 vezes mais radiação infravermelha que o CO_2 (SMIL, 1997);

- interage com o ozônio na atmosfera contribuindo para a sua degradação;

- cedo ou tarde todo o nitrogênio quimicamente reativo contribuirá para a emissão de N_2O , salvo se for fixado por sedimentação profunda em lagos ou oceanos.

Os produtos da desnitrificação tais como NO e N_2O são tóxicos e podem levar à formação de nitrosaminas carcinogênicas.

Inversamente ao ciclo de outros poluentes como o CO_2 , o controle e a reversão do acúmulo de compostos nitrogenados parecem ser de grande dificuldade prática (SMIL, 1997).

Apesar da crescente utilização de fertilizantes entre 1950 e 1975 (crescimento maior que 6 vezes em países europeus), o aumento na quantidade utilizada tem caído em muitos países desenvolvidos desde 1975, enquanto que em países em desenvolvimento o consumo tem crescido. Esta queda em países desenvolvidos se deve à restrições governamentais e à consciência da necessidade de controlar o nível de nitrato na água potável (ALDWELL, 1997).

2.4.1.7 Problemas à saúde causados pelo nitrogênio

O nitrato é relativamente tóxico aos mamíferos superiores sendo rapidamente absorvido e excretado; o maior problema se refere a bebês e ruminantes. No caso de

bebês, o suco gástrico apresenta pH com baixa acidez comparado às pessoas maiores ou adultas. Em consequência disto, na primeira porção do intestino se desenvolveriam bactérias capazes de reduzir nitratos à nitritos. Este último, absorvido pela corrente sanguínea se combinaria com a hemoglobina do sangue transformando-a em metahemoglobina e assim dificultando o transporte de oxigênio, podendo causar asfixia. Quando mais de 40% da hemoglobina é convertida pode ocorrer a morte.

Apesar deste fato o número de casos documentados de morte por este processo é muito pequeno.

Em geral, pode ocorrer metahemoglobinemia quando a taxa de nitrato na água é superior a 20 mg/l em nitrogênio ($\text{NO}_3\text{-N}$), o que é mais característico em poços contaminados da zona rural. Outro problema se refere à formação de nitrosaminas que são altamente carcinogênicas em sua maioria (AZEVEDO NETO, 1984).

De acordo com DISSANAYKE (1996), o impacto de altos níveis de nitrato na água subterrânea e sobre a saúde humana e animal, não tem sido bem avaliados. Estudos por este autor realizados no Sri Lanka, evidenciaram correlação positiva entre tumores benignos e malignos no trato digestivo e concentração de nitrato na água subterrânea (DISSANAYKE & WEERASSRIYA, 1987), citado por DISSANAYKE (1996).

2.4.1.8 Limite de potabilidade

De acordo com a OMS (1992), em suas normas internacionais aplicadas para águas de bebida, é considerado como limite de potabilidade admissível a concentração de 45 mg de NO_3/l . O mesmo autor relata que segundo às normas européias, o limite

superior é de 100 mg/l de nitrato (22,5 mg ($\text{NO}_3\text{-N/l}$), sendo o limite aceitável entre 50 a 100mg/l e o recomendável, como inferior a 50 mg/l de nitrato (11,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$)

A resolução do CONAMA (1992) de número 20, de 18 de junho de 1986, restringe para as classes especial, 1, 2 e 3, as quais são destinadas ao abastecimento doméstico, o teor máximo de 10 mg/l de nitrogênio como nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$).

2.4.1.9 Relação tempo – profundidade de lixiviação

A concentração do nitrato na água subterrânea depende não somente do uso da terra, mas também da interação entre o solo e o poluente e do tempo a que a área foi submetida aos diversos tipos de uso.

WENDLAND (1994), construiu um modelo suprarregional do potencial de nitrato que chegaria à água subterrânea na Alemanha. Em seu modelo, o tempo de residência mínimo seria de 1 ano para aquíferos cársticos e mais de 1000 anos para aquíferos porosos das planícies do Norte da Alemanha. De acordo com o autor, no caso de regiões onde a degradação de nitrato seria mínima (condições oxidantes), a descarga de nitrato pode possivelmente ser esperada depois de muito tempo, o que na opinião do autor representaria um “tempo ecológico bomba”. Num segundo exemplo, para o caso de um tempo de residência muito curto (menos de 10 anos), medidas agrícolas que reduzem a entrada (*input*) de nitrato podem, em muitas regiões, contribuir na melhoria da água subterrânea, num período relativamente muito curto de tempo.

2.4.1.10 A contribuição atmosférica

Há muito tempo se conhece a síntese de compostos nitrogenados produzidos por descargas elétricas na atmosfera dissolvidos na água da chuva. Ao nível de um país temperado de alta latitude como a Noruega, esta adição foi estimada em $0,5\text{g/m}_2/\text{ano}$ (BLECKEN & BAKKEN, 1997). Este índice deve ser bem mais elevado para uma área subtropical como o Primeiro Planalto Paranaense, sujeito a tempestades acompanhadas de descargas elétricas durante todas as estações do ano.

2.4.1.11 A contribuição em nitrogênio dos efluentes domésticos

As águas residuais provenientes das habitações, contribuem com o aporte de substâncias orgânicas, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, graxas, microorganismos e muitas vezes patógenos, ao ambiente.

De acordo com GLOYNA (1981) citado por RIZZI (1991), estima-se a quantidade de fezes (peso seco) em $35\text{-}70\text{ g/hab./dia}$, cuja concentração em nitrogênio total pode variar de 5 a 7%. Em relação à urina, estima-se $50\text{-}70\text{ g/hab./dia}$, cuja concentração em nitrogênio total pode variar de 15 a 19%. A uréia presente na urina também se decompõe rapidamente em amônia, a qual por sua vez é oxidada por bactérias aeróbicas em nitrito e posteriormente a nitratos. Assim, utilizando valores médios, podemos considerar a quantidade total de nitrogênio total eliminado em 13 g/hab./dia .

2.4.2 A contaminação devido à matéria orgânica.

A adubação orgânica constitui uma prática comum do cultivo de diversas espécies agronômicas, em especial de hortaliças. Esta prática melhora a estrutura e consistência do solo, e assim, a aeração, retenção de umidade e de nutrientes pelo aumento da CTC. Como agente fornecedor de nutrientes não alcança a eficiência dos adubos químicos, por não ser concentrada, mas em grandes quantidades, contém uma quantidade considerável de nutrientes. Na TABELA 2 são listadas a composição média e o teor de matéria seca em porcentagem de alguns materiais orgânicos mais utilizados.

TABELA 2: CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO E TEOR DE MATÉRIA SECA DE ALGUNS MATERIAIS ORGÂNICOS DE ORIGEM ANIMAL (EM PORCENTAGEM).

Material orgânico	N %	P₂O₅ %	K₂O %	Matéria seca %
Cama de aves (1 lote)	3,0	3,0	2,0	70
Esterco sólido de suínos	2,1	2,8	2,9	25
Esterco fresco de bovinos	1,5	0,8	1,5	15

Obs.: concentração calculada em material seco em estufa a 65°C
 FONTE: COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO (1997).

De acordo com BARCELLOS (1992), citado pela COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO (1997), o nitrogênio proveniente do material orgânico não se disponibiliza prontamente, pois apenas aproximadamente 50% do total aplicado é mineralizado no primeiro ano de cultivo, 20% no segundo ano e o restante mineralizado nos anos seguintes. O nitrogênio mineralizado passa a integrar as mesmas reações químicas dos íons presentes na solução do solo.

2.4.3 A contaminação por agrotóxicos

No intuito de aumentar cada vez mais a produtividade, e realizar de forma rentável o cultivo de espécies não adaptadas a um determinado meio, a ciência agrônoma lança mão de uma série de técnicas e tecnologias, estando o uso de agroquímicos vinculado à este princípio. Os tipos de agroquímicos utilizados para defender as plantas contra o ataque de patógenos e ervas invasoras são os inseticidas, fungicidas, herbicidas, nematicidas, etc. Eles são responsáveis também pela contaminação do solo e da água e, muitas vezes, afetam desfavoravelmente a saúde humana.

BRADY (1979), afirmou que existem 5 possíveis destinos aos agrotóxicos: vaporização e volatilização, adsorção, lixiviação, reações químicas e desagregação por microorganismos.

Como exemplo de produtos que se decompõem por vaporização temos alguns herbicidas (EPTA, CDEA, trifluralin) e fungicidas (PCNB).

Por processos que envolvem adsorção certos grupos funcionais são importantes $:-NH_2$, $-NHR$, $-COOR$, $-R_3N$, pois estas estruturas favorecem a adsorção. Isto ocorre principalmente em solos húmidos.

A aglutinação do H^+ e sua protonação (adição de H^+ a certos grupos como o amino) deve promover certa adsorção.

Via de regra, quanto maior o tamanho das moléculas dos pesticidas, maior será a adsorção, desde que outros fatores permaneçam iguais. A quantidade de matéria orgânica é um fator muito importante para a adsorção, uma vez que é fonte de cargas negativas.

Um pequeno número de pesticidas como os herbicidas DIQUAT e PARAQUAT mostram tendência para formação de cátions (bases fortes) e são adsorvidos pelas argilas.

A adsorção de pesticidas pelas argilas que formam bases tende a funcionar na dependência do pH, sobrevivendo o máximo de adsorção no nível de pH em que ocorre a protonação.

Quanto à lixiviação, é um processo que funciona de forma inversa ao da adsorção. Em solos arenosos, ela é maior que em solos argilosos e com matéria orgânica. Os herbicidas apresentam uma tendência à maior lixiviação que os fungicidas.

Podem ocorrer reações químicas que decompõem os produtos químicos, como por fotodecomposição (DDT, DIQUAT, ENDRIN, HEPTACLORO, MALATION, DIAZINON e ATRAZINA).

A degradação por microorganismos é um importante fator de decomposição. Grupos polarizados nas moléculas dos pesticidas proporcionam aparentemente pontos de ataque aos organismos. Estes grupos incluem -OH, -COO-, -NH₂, -NO₂.

Alguns hidrocarbonetos clorados (aldrin, dieldrin e heptacloro) ficam condicionados à decomposição parcial, pois os microorganismos se ajustam à rápida destruição de parte de tais compostos, persistindo o restante no ambiente.

Os organofosfóricos são degradados por um grande número de microorganismos, assim como herbicidas como 2,4 D, feniluréias, ácidos alifáticos e os carbamatos são prontamente atacáveis por microorganismos.

Os fungicidas orgânicos estão igualmente, em sua maioria, expostos à decomposição microbiana, embora seja lenta a decomposição de alguns deles.

MUSUMECI (1993), pesquisando a degradação dos defensivos agrícolas pela microbiologia do solo, chegou à conclusão de que dentre os organoclorados, o ALDRIN se apresenta bastante persistente. Os carbamatos apresentam persistência reduzida no ambiente e quanto aos fosforados, apesar de serem altamente tóxicos ao homem, não constituem um problema maior devido sua alta degradabilidade. A meia vida dos carbamatos pode ser de apenas algumas horas.

Por outro lado, certos produtos de degradação dos inseticidas podem até serem mais tóxicos e mostrarem maior mobilidade geoquímica que os compostos iniciais, que deram origem a estes. DISSANAYABE (1996) assinala que os derivados de carbamatos apresentariam maior persistência no ambiente, constituindo um perigo maior que os originais.

O problema também adquire grande complexidade devido ao comportamento diferencial dos numerosos compostos sendo comercializados (32.000), os quais possuem 1800 ingredientes ativos. O comportamento dos agrotóxicos em termos de mobilidade e persistência é bastante variável e muitas vezes são utilizados de forma displicente (ALDWELL, 1997).

A poluição das águas subterrâneas por agrotóxicos vem ocorrendo em países da Europa, como a França e Itália (AGIODA et al., 1992). No Brasil, devido às análises muito específicas e evolutivas, e devido ao constante lançamento de novos produtos no mercado, não se realiza um monitoramento permanente. Há também o fato que, de acordo com FOSTER (1993), faltam dados da OMS para níveis tóxicos de muitos dos pesticidas.

2.4.4 A contaminação por metais pesados

As atividades industriais são as que normalmente poluem o ambiente com metais pesados, mas os adubos utilizados na agricultura também podem conter impurezas tais como metais pesados. A exemplo do cádmio, em superfosfato (BRANCO & ROCHA, 1977).

Deve ser lembrado que os fosfatos utilizados como fertilizantes contém teores variáveis de metais pesados e de outras impurezas. Particularmente o urânio e o tório, mas também outros elementos, inclusive pertencentes às Terras Raras, possuem afinidade geoquímica pelos fosfatos. Desta forma, a radioatividade do meio pode ser aumentada pelo uso de adubação fosfática (SOUZA et al., 1996). Alguns destes elementos seriam mais facilmente lixiviáveis podendo atingir o aquífero.

A zona insaturada é extremamente importante para retenção destes elementos inorgânicos, como resumiu MONTAÑO (1994): *“os metais sob forma iônica, serão retidos por troca de íons ou adsorção pelas argilas, ácidos húmicos e hidróxidos no solo na zona não saturada”. Estas reações provocam um retardamento na transferência do contaminante para a zona saturada.*

FOSTER (1993) considera que cádmio, cromo, chumbo e boro tendem a migrar em água subterrânea com baixo pH e Eh (potencial redox).

2.4.5 A contaminação por microorganismos.

Os dejetos de animais, altamente ricos em fósforo, nitrogênio, matéria orgânica e organismos podem constituir fonte de contaminação química e biológica da água superficial e subterrânea.

Dentre as criações, a de suínos parece ser a mais problemática no Brasil, especialmente nos Estados do Sul, como no oeste catarinense, onde municípios se especializam na criação comercial de forma confinada, concentrando um grande número de animais num mesmo local. O poder poluente dos dejetos de suínos é em volume, superior a 10 vezes ao dos dejetos humanos, apresentando uma DBO (demanda bioquímica de oxigênio) 100 vezes maior (CHRISTMANN, 1988).

Quanto à bovinocultura, esta não constitui ainda problema no Brasil, devido ao fato que a criação se faz em geral extensivamente e não de forma confinada como nos países europeus, onde é fonte importante de contaminação do sistema freático.

A água é um veículo clássico para diversos patógenos e um meio de proliferação para alguns deles, sendo as águas subterrâneas praticamente estéreis (LETOURNEUR & MICHEL, 1971). Nas captações mal protegidas ou pouco profundas, o número de bactérias se eleva em períodos chuvosos. Ao contrário, a água subterrânea bem protegida apresentará um teor habitual em bactéria constante. A contaminação de águas subterrâneas com organismos patógenos normalmente não ocorre, devido ao papel descontaminante que o solo exerce sobre eles. A transferência de bactérias e vírus no solo está limitada em parte pela filtração e por outra pela adsorção (MONTAÑO, 1994).

ROMERO (1970), citado por MONTAÑO (1994), avaliando a problemática em diferentes partes do mundo, encontrou que seriam necessários 2 a 3 m de profundidade

de terreno para se obter uma redução significativa da população de coliformes. Em terrenos não saturados, de granulometria fina, bastariam uns poucos decímetros de espessura. Assim, somente nos casos em que o nível freático se encontre muito próximo da superfície ocorreria este tipo de contaminação (MALDONADO, 1991).

LOPEZ VERA (1990), coloca a existência do problema da contaminação direta em água subterrânea, através de substâncias que atingem diretamente o subsolo e aquíferos, não atravessando a cobertura pedológica e atingindo o sistema freático (ex.: fossas sépticas, aterros, poços contaminados e poços abertos inutilizados). Os aquíferos cársticos quando apresentam áreas de recarga muito próximas da superfície ou fendas e cavidades abertas são muito sensíveis à contaminação direta.

2.4.6 O fósforo

Apesar da adubação do fósforo, ser praticada de forma regular na horticultura, este elemento não constitui problema para aquífero subterrâneo, mas sim para sistemas superficiais, onde o fósforo é fator chave para eutrofização de lagos e barragens.

O teor de fósforo nas águas que escoam pelo solo, varia muito entre as águas que se infiltram no solo e as que escorrem sobre o solo. Esta diferença ocorre porque o fósforo é retido tão tenazmente no solo que as águas de percolação têm normalmente menos de 1 a 10 ppb (partes por bilhão) de fósforo. Mesmo em campos de agricultura irrigada, a água de drenagem raramente excede a concentração de fósforo de 1 ppm. Assim as perdas de fósforo por percolação são desprezíveis, em torno de 1 kg/ha/ano (THE FERTILIZER INSTITUTE, 1976).

Grande parte das formas adicionadas como fertilizantes reagem rapidamente com o ferro, alumínio, argilas, matéria orgânica e carbamatos e, assim, tornam-se indisponíveis para as plantas.

O fósforo adicionado aos solos, por exemplo como fosfato monocálcico, poderá ser fixado de várias maneiras: absorvido pelas argilas; adsorvido pelos hidróxidos de ferro e alumínio; precipitado com o ferro, alumínio e manganês, participar da formação de compostos de cálcio e da formação de compostos orgânicos. Assim deste modo, recomenda-se uma adição de fósforo de 4 a 5 vezes maior que a estritamente necessária para as plantas (JORGE, 1983).

Na TABELA 1, que compara o destino do nitrogênio e do fósforo aplicados ao solo, pode-se notar que, para o fósforo, a fixação (imobilização) é o processo de perda mais importante, sendo a percolação de menor importância.

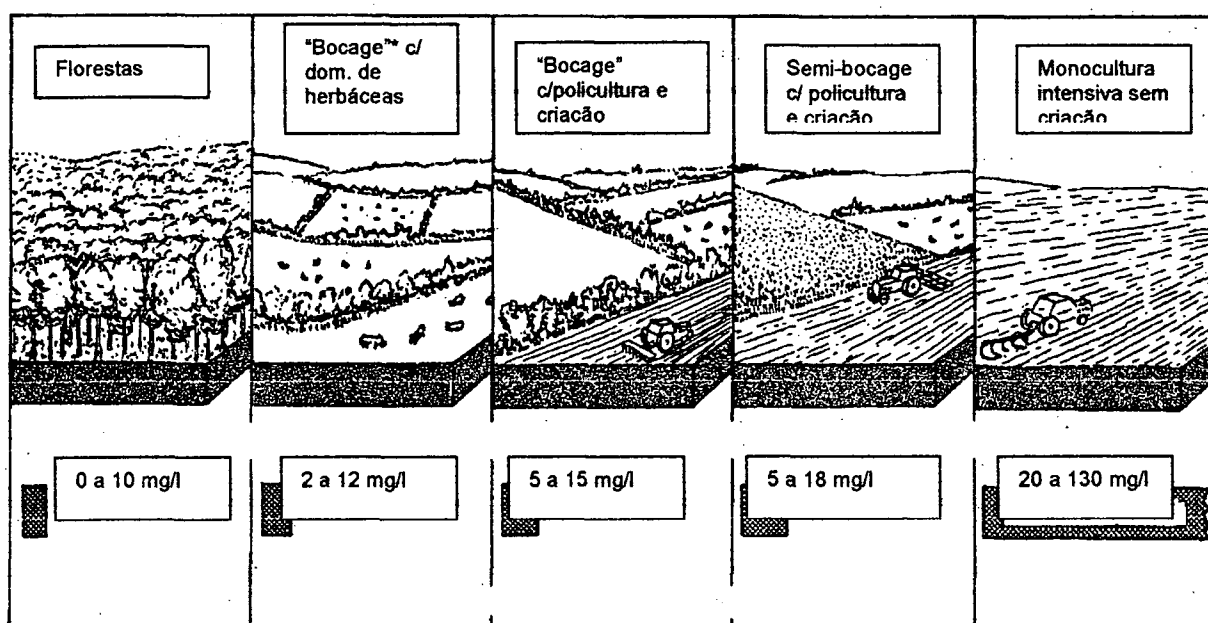
2.5 O USO DA TERRA COMO FORMA DE MINIMIZAR O IMPACTO

MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995) atestaram que os níveis de nitrato na região de Ontario, EUA, excediam a 10 mg/l em áreas de cultivo de batatas, sendo os valores sob pastagem e sob florestas, reduzidos. Estes mesmos autores afirmam que as regiões de culturas irrigadas e de solos bem drenados, são mais propensas a atingir o nível máximo de 10 mg/l de nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), limite para água potável.

SOLTNER (1985), relatou um trabalho realizado na Normandia (França), onde verificou-se, através do estudo de 5.600 poços, o grau de contaminação das águas em relação à nitrato em diferentes sistemas de cultivos. Encontrou-se o seguinte resultado,

como mostra a FIGURA 4: nas florestas, 0-10 mg/litro, arboretos com dominância de herbáceas, 2-12mg/l, arboretos explorados em policultura e criação 5-15 mg/l; semi arboretos com policultura e criação 5-18 mg/l e cultura intensiva sem criação 20-130 mg/l. A agricultura foi a de milho (*Zea mais*), joio (*Lolium temulentum*), e fortemente fertilizada. O limite de nitrato aceito para potabilidade na França é de 44mg/l. Nesta figura nota-se que o corte das árvores e a substituição pela agricultura fortemente fertilizada influi desfavoravelmente sobre a qualidade da água.

FIGURA 4: CONTEÚDO RESULTANTE DE NITRATOS EM DIFERENTES USOS DA TERRA



Obs: o termo "Bocage" significa região de parcelas agrícolas intercaladas por cercas-vivas.
 FONTE: Adaptado a partir de SCIENCE ET VIE (1979)

Além das diferenças entre uso e ocupação da terra, existem diferenças entre as culturas no que se refere à utilização de insumos. Assim, as hortaliças, arroz irrigado, e fumo, utilizam intensivamente agroquímicos, como constatou a EPAGRI (1994), no Oeste

Catarinense, e têm contaminado os solos. Estes dados conferem com aqueles obtidos pela OMS (1992), associando um emprego mais intensivo de praguicidas nas culturas de hortaliças, algodão, sementes de soja, arroz, milho, trigo e frutíferas.

Dentre as práticas agrícolas, a adubação verde e rotação de culturas com leguminosas, as quais fixam nitrogênio do ar, ajudam a minimizar os impactos sobre o meio ambiente, pela diminuição no emprego de nitrogenados.

MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995) citam várias práticas de manejo de culturas, aprovadas pelo Congresso Americano, reconhecidas como "Best Management Practices" (BMPs), cujo objetivo é o controle das fontes de poluição não pontuais. Programas com o controle do nitrogênio incluem: manutenção de um suprimento adequado de nitrogênio ao solo; controle da reciclagem do nitrogênio para assegurar uma disponibilidade para as plantas e práticas que minimizem perdas tais como volatilização e lixiviação.

2.6 A AVALIAÇÃO DO IMPACTO NA QUALIDADE DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

FOSTER (1993) discrimina duas grandes variáveis para a avaliação de impactos sobre a qualidade da água subterrânea: a vulnerabilidade e a carga poluente. A vulnerabilidade é uma característica inerente ao meio físico, enquanto que a carga poluente, depende dos elementos que incidem sobre o solo. Avaliar o risco de poluição para água subterrânea, implica em estudar a interação entre estas duas variáveis.

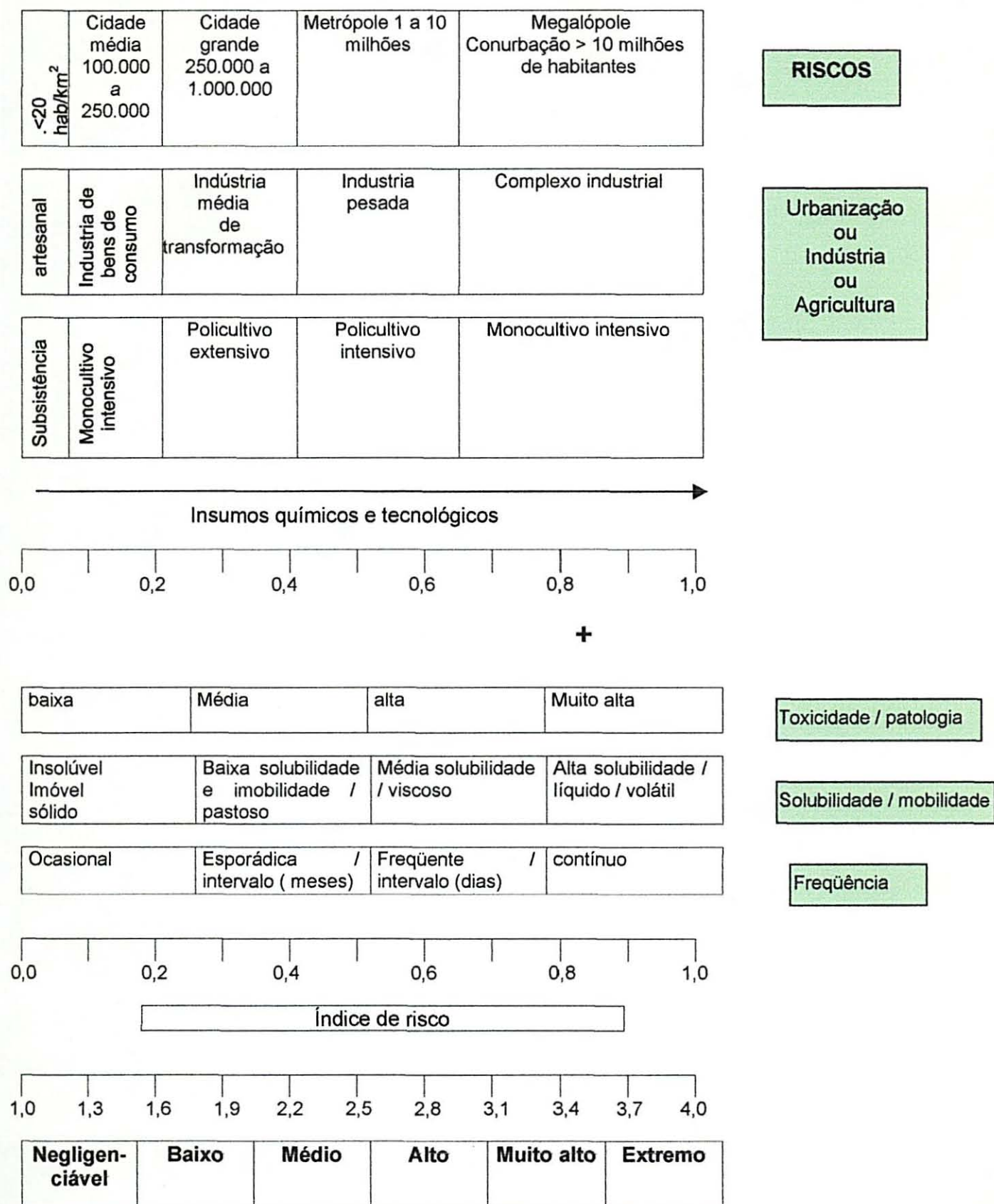
No método semi qualitativo proposto por TROPMAIR (1988), para avaliação do impacto sobre a qualidade de água subterrânea, estes dois componentes também são considerados. Diferentemente de FOSTER (1993), que denomina risco a interação entre

vulnerabilidade e carga poluente, TROPMAIR (1988) denomina risco, a interação entre o uso da terra e a toxicidade, solubilidade e frequência em que ocorre a poluição, como exemplificado na FIGURA 5.

A figura 5 estabelece uma valoração comparativa entre áreas urbanas, industriais e agrícolas, nas suas diferentes formas, as quais refletem a diferença na quantidade de insumos químicos lançados ao ambiente, e que potencialmente possam resultar em poluição hídrica. Há também consideração em relação à toxicidade, patologia, solubilidade, mobilidade e frequência em que ocorre a poluição. Cada situação corresponde a um valor. Com a soma dos valores considerados, obtêm-se um índice, correspondente à determinada classe de risco, desde negligenciável até extremo.

Exemplificando a utilização do modelo da figura 5, para um plantio de forrageiras com rotação de leguminosas, pode-se atribuir o valor 0,3 referente à policultura extensiva. Esta atribuição é uma tentativa de conferir um peso maior à maior intensidade de utilização de insumos químicos e tecnológicos. A seguir, a este valor considerado é adicionado o correspondente à avaliação da toxidade/patologia, solubilidade/mobilidade e frequência em que ocorre a entrada do poluente. Em se tratando de nitrato pode-se atribuir um valor médio para a toxidade (0,3), um valor alto para a solubilidade (0,8), e um valor baixo para a frequência de utilização (0,2), devido à rotação com a leguminosa.

FIGURA 5: INTERAÇÃO ENTRE USO DA TERRA E CONTAMINAÇÃO



FONTE: TROPPEMAIR (1988)

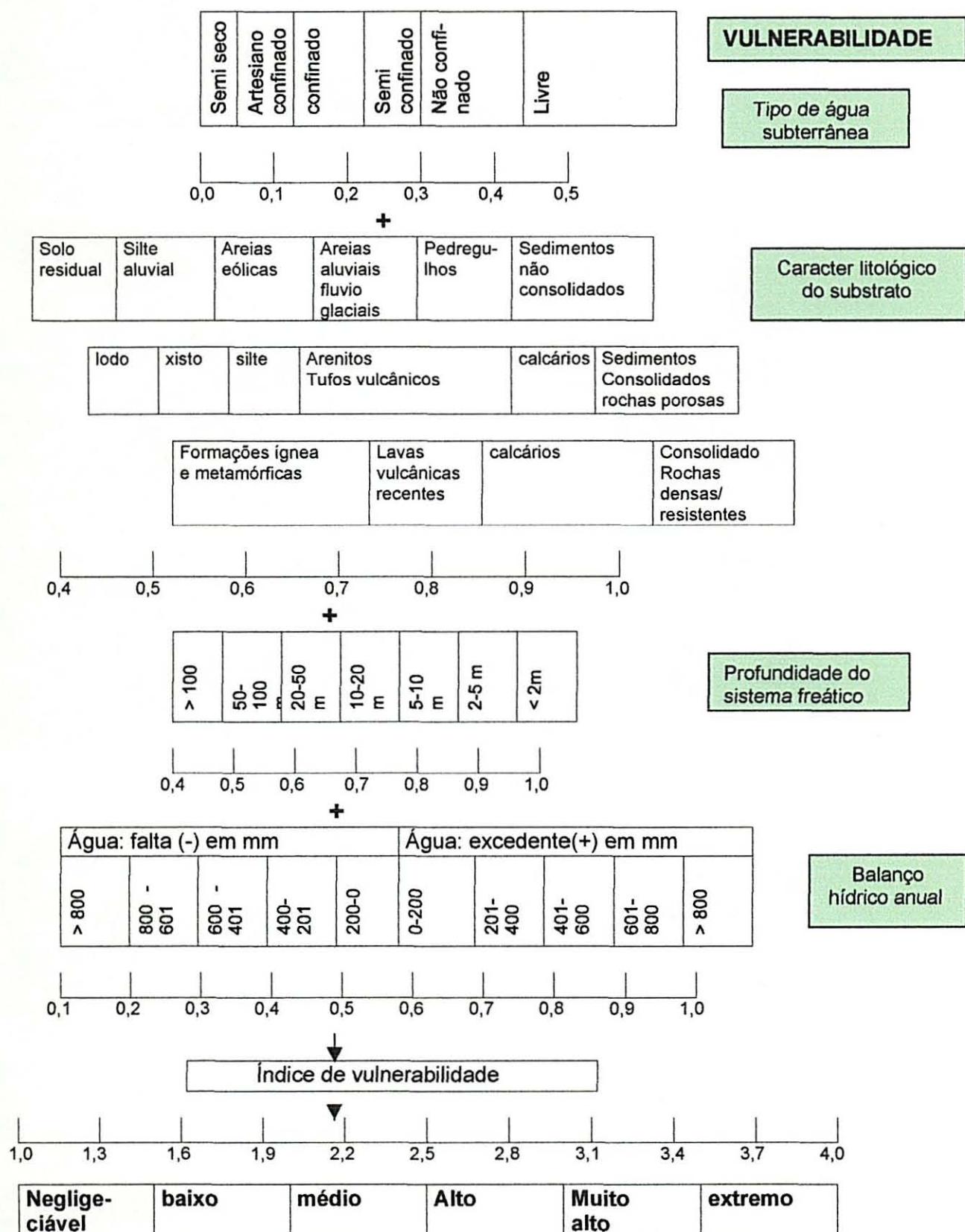
Todos estes valores são somados e ao final do organograma podemos associar o valor somado encontrado a um risco que pode ir desde negligenciável (1,0) à extremo (4,0). No caso exemplificado, o valor encontrado foi de 1,6 resultando num risco considerado baixo no que se refere ao uso da terra.

Quanto à vulnerabilidade, TROPMAIR (1988), considera os seguintes parâmetros: tipo de água subterrânea, caracter litológico do substrato, profundidade do "lençol" freático, e o balanço hídrico anual (FIGURA 6). Estes dados, a exemplo do que ocorre com o risco, são classificados e quantificados relativamente em forma de "notas." O somatório destas notas resulta em um valor de vulnerabilidade que colocado na escala de classificação pode ir desde negligenciável até extrema.

Exemplificando a atribuição de valores, podemos considerar um aquífero semi confinado (0,3), de calcário altamente fissurado (0,9), cuja profundidade do sistema freático se encontra em média à 20 metros de profundidade (0,6), e a região com balanço hídrico anual com excedente de 200 mm (0,6). Todos estes valores atribuídos somados resultarão em uma vulnerabilidade média (2,4), de acordo com o organograma.

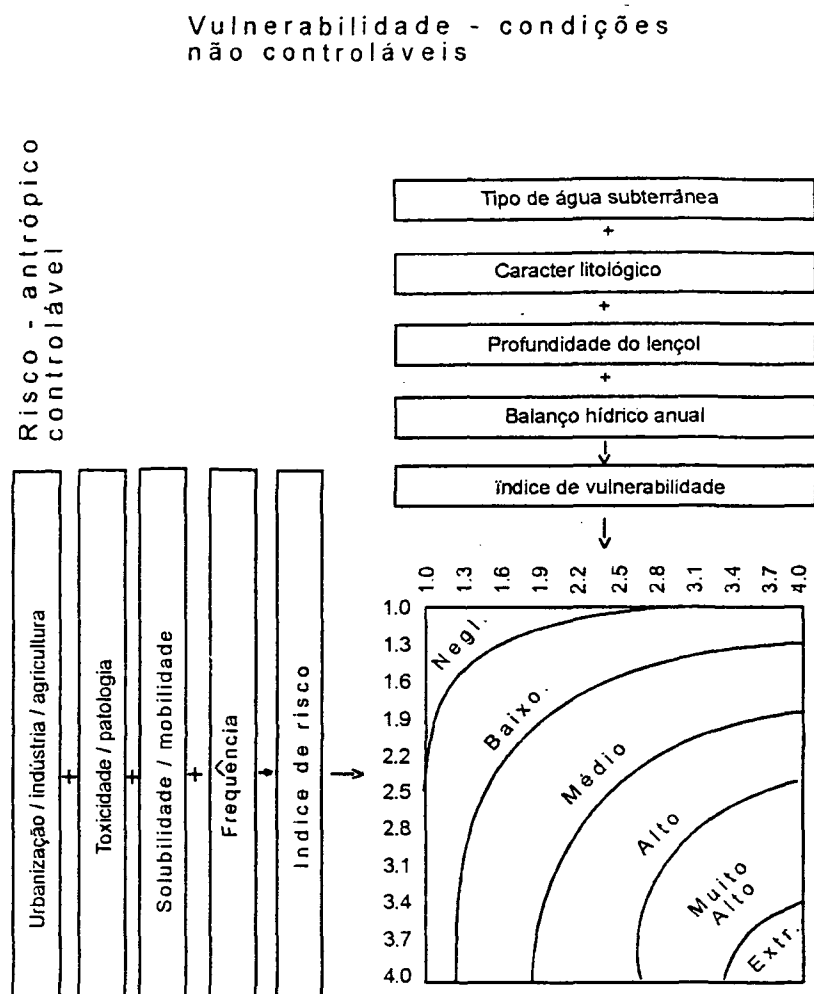
Com a interação entre as duas variáveis obtidas (vulnerabilidade e risco), obtêm-se o grau provável de contaminação do aquífero que, colocado numa matriz, também é dividido em classes que podem variar de negligenciável a extrema, como ilustra a FIGURA 7. No caso exemplificado, colocando os valores encontrados para o risco (1,6) e para vulnerabilidade (2,4), encontraremos uma interação entre vulnerabilidade e contaminação considerada baixa.

FIGURA 6: ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS



FONTE: TROPPEMAIR (1988)

FIGURA 7: INTERAÇÃO ENTRE A VULNERABILIDADE E CONTAMINAÇÃO



FONTE: TROPPEMAIR (1988)

HRKAL & TROUILLARD (1994) realizaram um trabalho na região calcária de Beauce (França), visando a avaliação de impacto na qualidade da água no aquífero. Utilizaram o método SYNERGIS, um programa de SIG (Sistema de Informações Geográficas) francês, voltado para o estudo de impacto. Neste método, a princípio, é necessário discriminar quatro grandes variáveis: a) carga poluente, b) condições

climáticas, c) vulnerabilidade, d) qualidade da água subterrânea. A partir da discriminação destas variáveis se confeccionam os mapas básicos, como por exemplo, de classes de terra para irrigação, de tipo de vegetação, de uso da terra, etc. Posteriormente à estes mapas se adiciona um peso em função da possibilidade maior ou menor poluição hídrica (um peso maior, resulta num maior dano ao ambiente). Da interação entre os pesos e respectivas unidades cartográficas são constituídos basicamente três mapas: de carga poluente e de vulnerabilidade e de qualidade de água, os quais posteriormente associados, resultam no mapa de ameaça de poluição.

2.7 A UTILIZAÇÃO DE PESOS PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL

A exemplo dos trabalhos anteriores expostos, como os de TROPPMAIR (1988) e de HRKAL & TROUILLARD (1994), a utilização de pesos é comum em avaliação e estudo de impacto ambiental.

OREA (1986), dá inúmeros exemplos da utilização de pesos em fórmulas que são usadas para avaliação de impacto ambiental, a exemplo da "Matriz de Leopold", com suas duas entradas: as ações que podem causar impacto e os fatores ambientais.

Existe uma subjetividade inerente e muitas vezes contestada neste tipo de avaliação, referente aos pesos, que OREA (1986) coloca da seguinte forma: *"A pesar de la carga de subjetividad que comporta, la puntuación atribuida, se apoya en hechos y su fiabilidad depende del grado de detalle com que se haya realizado o estudio del ambiental previo em que se basa. En todo caso su validez aumenta si se hace de forma*

interdisciplinar y se cuida la independencia de juicio en relación com preferencias y predisposiciones personales.”

2.8 A APA COMO INSTRUMENTO DE PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

2.8.1 Definição e objetivos

As APAs (Áreas de Proteção Ambiental) são definidas como unidades de conservação que visam a proteção da vida silvestre, a manutenção de bancos genéticos e de espécies raras da biota regional, bem como dos demais recursos naturais, através da adequação e orientação das atividades humanas na área, promovendo a melhoria da qualidade de vida da população (SÃO PAULO, 1992).

Ou ainda, a “APA é uma unidade de conservação onde a estratégia de gerenciamento visa compatibilizar as atividades humanas com a preservação dos recursos ambientais e a estabilidade ou melhoria da qualidade de vida da população” (SEMA, 1988). Na verdade a palavra gerenciamento deveria ser substituída por manejo, uma vez que aquela tem uma conotação mais administrativa, de atividades relacionadas à gerência ou à administração.

O objetivo de uma APA é o de conciliar o uso e a ocupação da terra com as características ambientais da área, através do ordenamento do espaço territorial, num trabalho conjunto entre órgãos governamentais, mas com participação da comunidade.

Uma APA pode abrigar vários objetivos específicos, tais como proteger a cobertura vegetal, a fauna, o solo, o subsolo, as rochas, os recursos hídricos, contribuir para a educação ambiental.

A APA visa como objetivos primários: proteção de paisagens, proteção de recursos hídricos, propiciar a recreação ao ar livre, estimular o uso sustentado dos recursos naturais e estimular o desenvolvimento regional. E tem por objetivos secundários: preservar a diversidade biológica, preservar ou restaurar amostras de ecossistemas, propiciar fluxo genético, manejar recursos da flora e fauna, incentivar pesquisas científicas e estudos, propiciar educação ambiental, contribuir para o monitoramento ambiental (SEMA, 1988).

2.8.2 Leis e decretos de criação

No início da década de 1980, com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente, surgiram diversos instrumentos destinados à proteção do meio ambiente, entre os quais, uma nova categoria de unidade de conservação: a Área De Proteção Ambiental (APA).

As APAs foram instituídas pela Lei Federal nº 6.902, de 27 de abril de 1981, que estabelece, em seu Art. 8º, que “o Poder Executivo, quando houver relevante interesse público, poderá declarar determinadas áreas do Território Nacional como de interesse para a proteção ambiental, afim de assegurar o bem-estar das populações humanas e conservar ou melhorar as condições ecológicas locais”.

Nas Áreas de Proteção Ambiental, o Poder Executivo poderá estabelecer normas limitando ou proibindo atividades humanas, de forma a harmonizar o desenvolvimento e a conservação dos recursos naturais (Art. 9º). Estas normas disciplinarão:

“a implantação e o funcionamento de indústrias potencialmente poluidoras, capazes de afetar mananciais de água;

a realização de obras de terraplenagem e a abertura de canais, quando essas iniciativas importarem em sensível alteração das condições ecológicas locais;

o exercício de atividades capazes de provocar acelerada erosão das terras e/ou acentuado assoreamento das coleções hídricas;

o exercício de atividades que ameacem extinguir na área protegida as espécies raras da biota regional”.

Através da Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, a criação de Áreas de Proteção Ambiental passou a ser considerada instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente, podendo ser empregada pelo Poder Público Federal, Estadual ou Municipal.

Estas duas leis foram posteriormente regulamentadas pelos Decretos nº 88.351, de 10 de julho de 1983, e nº 99.274, de 6 de junho de 1990, segundo os quais cabe ao CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), a determinação de normas gerais relativas às APAs, e a criação de uma APA será feita através de um decreto que contenha sua denominação, limites geográficos, principais objetivos, restrições ou proibições de uso de recursos ambientais nela contidos.

A legislação determina ainda ser de competência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) ou do órgão equivalente, a fiscalização e supervisão das APAs.

2.8.3 Diferenças entre APAs e outras UC

Por suas características, as APAs do Brasil se assemelham aos Parques Naturais de Portugal, aos Parques Nacionais da Inglaterra, às “Landschaftsschutzgebiet” ou Áreas de Proteção da Paisagem da Alemanha e aos Parques Naturais Regionais da França.

Distinguem-se das demais categorias de unidades de conservação pois permitem a manutenção das atividades humanas existentes na região e incluem terras de propriedade privada ou qualquer outra situação fundiária.

Elas inovam ao estabelecer por lei apenas restrições ao direito da propriedade, controlando total ou parcialmente as iniciativas privadas que constituam ameaças ao ambiente (NOGUEIRA NETO, 1982, citado por MATTOS, 1996). Estas restrições impostas pelo poder público ao uso da propriedade privada, na forma de autorizações, permissões e licenças de instalação, construção, funcionamento e ampliação, estão de acordo com a Norma Constitucional (C.F., Art. 180), (OLIVEIRA, 1985, citado por MATTOS, 1996).

As APAs contornam, assim, as dificuldades financeiras enfrentadas para a regularização de outras unidades de conservação, como Parques Nacionais e Reservas Ecológicas, que exigem a desapropriação de grandes extensões de terras.

As APAs não impedem o desenvolvimento de uma região, mas apenas orientam atividades produtivas de forma a coibir a predação e degradação dos recursos naturais. Além disso, como mencionado em alguns planos de desenvolvimento regional, as APAs visam fornecer elementos de informação necessários para orientar a ação do homem sobre o ambiente, de modo que os programas e planos de desenvolvimento não venham

a provocar impactos ambientais indesejados, comprometendo, no futuro, a qualidade e o bem-estar social.

2.8.4 Processo e instrumentos para sua criação e regulamentação

O processo de criação de uma APA envolve diversas etapas e procedimentos legais e técnicos. Sua simples criação, através de instrumentos legais apropriados (lei, decreto, resolução ou portaria), constitui o primeiro passo, insuficiente para garantir o cumprimento de seus objetivos básicos. Este só é atingido com a regulamentação das leis e decretos que a criaram e a implantação de um complexo sistema de gestão ambiental (SÃO PAULO, 1991).

Devem ser definidos criteriosamente os instrumentos gerenciais, como o zoneamento ambiental, o plano de gestão e os instrumentos fiscais e financeiros (SÃO PAULO, 1992).

2.8.5 Instrumentos de gestão ambiental

Zoneamento

No caso das APAs, os zoneamentos ecológico-econômico são imprescindíveis para assegurar o adequado uso do solo, para disciplinar e orientar as atividades humanas que devem ser compatíveis com as potencialidades do meio físico, convergindo para formas adequadas ao desenvolvimento sustentado e participativo (SÃO PAULO, 1992).

O zoneamento de uma APA deve se restringir às seguintes zonas (outras podem também ser estabelecidas se for indispensável):

Zonas de Preservação Permanente (incluem as áreas de Preservação Permanente definidas pelo Código Florestal)

Zonas de uso extensivo: pecuária e reflorestamento

Zonas de uso intensivo: agricultura mecanizada

Zonas de uso especial: uso urbano e lazer

A resolução nº 10 do CONAMA, de 14/12/1988, reconhece ainda a Zona de Conservação da Vida Silvestre.

Apesar destas orientações, os zoneamentos propostos para APAs já existentes, utilizando métodos e escalas de trabalho diferenciados, apresentam grande variedade de critérios para definir estas zonas homogêneas: limites de bacia hidrográfica, padrões de ocupação humana e degradação de recursos naturais e aspectos fisiográficos associados aos tipos de uso das terras. Adotando nomenclaturas diferentes, os zoneamentos da APAs geralmente apresentam uma zona de restrição máxima e 4 ou 5 zonas com níveis diferenciados de restrição, como pode ser observado nos zoneamentos da APA do Rio São Bartolomeu, APA da Serrinha do Alambari/RJ, APA de Corumbataí-Botucatu-Tejupá/SP, APAs de Jundiaí e Cabreuva/SP, APA Parque e Fazenda do Carmo/ SP, APA de Campos do Jordão/ SP, APA Piracicaba e Juquerí Mirim/ SP, APA Serra da Mantiqueira São Paulo/SP (SÃO PAULO, 1992).

Para cada uma das atividades definidas no zoneamento de uma APA, devem ser então determinadas normas disciplinadoras das atividades humanas. A resolução nº 10 do CONAMA (Art. 4º, 5º e 6º) estabelece algumas diretrizes gerais para atividades agropecuárias, de mineração, terraplenagem e escavação potencialmente impactantes, as quais devem ser proibidas ou restringidas, assim como loteamentos ou atividades industriais; nas Zonas de Preservação Permanente os sistemas naturais devem

permanecer intocados e nas de Conservação de Vida Silvestre é permitido o uso sustentável dos recursos.

Os limites de bacia ou microbacia apresentam muitas evidências de serem “ecologicamente corretos”, pois além de englobarem unidades relativamente homogêneas e interligadas, são mais fáceis de serem monitoradas, principalmente para avaliar e controlar a qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

Apesar de sua adequação em termos ecológicos, na prática há uma certa dificuldade de se estabelecer o limite da APA na bacia. As propriedades não respeitam este limite ecológico e pode ser difícil para um proprietário que possui terras na área da APA e fora dela manter o mesmo procedimento restritivo na área da APA (MATTOS, 1996).

Planos de Gestão

Para atingir os objetivos da APA e de seu zoneamento, um plano de gestão deve definir programas, planos de ação e projetos específicos de desenvolvimento, incluindo programas de educação ambiental, sistemas de fiscalização das atividades humanas, programas de saneamento básico, programas de monitoramento ambiental e de pesquisas científicas, etc.

A operacionalização do plano de gestão de uma APA depende do Poder Público, de instituições privadas e da sociedade civil da área. Depende também da disponibilidade de recursos para financiar os planos de ação. Estes recursos podem ser obtidos por incentivos fiscais, sanções ou instrumentos financeiros como empréstimos, doações, transferências da União ou do Estado ou dotações orçamentárias, conforme definido no plano de gestão de cada APA (MATTOS, 1996).

Instrumentos fiscais e financeiros

Consta no art. 3º do capítulo II do decreto federal 99.274 que: “a entidade supervisora e fiscalizadora da APA deverá orientar e assistir os proprietários, a fim de que os objetivos da legislação pertinente sejam atingidos”. Ainda no artigo 32 “as instituições de crédito e financiamento darão prioridade aos pedidos encaminhados com apoio da SEMAM/PR, destinados à melhoria do uso racional do solo e das condições sanitárias e habitacionais das propriedades situadas nas APAs”.

Em relação às penalidades, de que trata o título III do mesmo decreto, especificamente em área de APA, serão impostas multas (de 308,50 a 6.170 BTN) se realizar em APA, sem licença do respectivo órgão de controle ambiental, abertura de canais ou obras de terraplenagem com movimentação de areia, terra ou material rochoso, em volume superior a 100 metros cúbicos (Art. 32). O artigo 36 deste mesmo decreto resolve que serão impostas multas de 617 a 6.170 BTN quando causar poluição atmosférica que implique na retirada das pessoas do local, quando a poluição do solo causada torne a área imprópria para a ocupação humana e quando a poluição implique na mortandade de mamíferos, répteis, anfíbios e peixes e que o valor das multas será agravado quando se tratar de áreas sob proteção legal, como é o caso das APAs.

2.8.6 A legislação das APAs e a proteção dos recursos hídricos

Dentro de uma APA podem se encontrar atividades de cunho agrossilvopastoris, energético minerados e urbano-industriais. Para todas estas atividades devem existir medidas mitigadoras aos possíveis impactos gerados sobre os mananciais e de alguma forma elas devem ser restritas.

Com relação às atividades agropecuárias, a legislação estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em seu artigo 5º, da resolução de 10

de dezembro de 1988, comenta: “..serão proibidos ou reguladas as práticas que poderão causar sensível degradação do meio ambiente” Assim, no 10º parágrafo deste artigo,..” *não é admitida nessas zonas a utilização de agrotóxicos e outros biocidas que ofereçam riscos sérios na sua utilização , inclusive no que se refere ao seu poder residual. O IBAMA relacionará as classes de agrotóxicos de uso permitido nas APAs”.*

No segundo parágrafo,” *...o cultivo da terra será feito de acordo com as práticas de conservação do solo recomendadas pelos órgãos oficiais”.* No terceiro parágrafo: *“Não será admitido o pastoreio excessivo, considerando-se como aquele capaz de acelerar sensivelmente os processos de erosão”.*

Em relação à conservação de mananciais, a legislação proposta para as APAs, considera aspectos conservacionistas de uso do solo, considera também a restrição da utilização de agrotóxicos, e a capacidade de lotação dos pastos.

Assim, em linhas gerais ela parece ser eficiente para mananciais superficiais, devendo ser aprimorada para cada caso, através das normas a serem estabelecidas pelo zoneamento ecológico-econômico à implantação de indústrias, além da licença ambiental prevista por lei (Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981).

Deve-se também tentar compatibilizar o zoneamento com a legislação existente sobre APAs, como os planos diretores municipais, leis orgânicas, constituições estaduais e municipais e planos regionais e municipais, levando portanto à um efeito sinérgico de ações.

Para aquíferos subterrâneos, poderia conter outros tipos de restrições como por exemplo a adubação pesada com nitratos, utilização de agrotóxicos, o confinamento de animais, restrição à criação de suínos, etc.

Com relação à ocupação urbana presente na APA, o artigo 8º da mesma legislação pormenoriza normas que tornam conveniente criar, caso necessário esta categoria. *“Nenhum projeto de urbanização será implantado numa APA, sem a prévia autorização de sua Entidade Administradora, que exigirá:*

a) adequação com o zoneamento ecológico-econômico da área; b) implantação de sistema de coleta e tratamento de esgotos; c) sistema de vias públicas sempre que possível em curvas de nível e com rampas suaves com galerias de águas pluviais; d) lotes de tamanho mínimo suficiente para plantio de arvores em pelo menos 20 % do terreno; e) traçado de ruas e lotes comercializáveis com respeito à topografia com inclinação inferior a 10%”.

No caso de loteamentos rurais, estes deverão ser aprovados pelo INCRA e pela entidade administradora da APA (artigo 9º).

Com relação à implantação de indústrias, além da licença ambiental prevista por lei (Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981), deverá haver licença especial emitida pela entidade administradora da APA.

Com relação à atividades de mineração e escavação, terraplenagem e dragagem elas serão proibidas se porventura vierem a causar danos ou degradação do ambiente ou perigo para pessoas (Artigo 6º). Estas atividades dependerão da autorização prévia de estudos de impacto ambiental e de licenciamento especial, pela entidade administradora da APA (parágrafo único).

Assim, parece haver respaldo em leis que poderão ordenar o uso e ocupação das terras, ficando ao encargo de cada APA fazer a restrição mais específica de acordo com o que se deseja priorizar e conservar.

Deve-se também tentar compatibilizar o zoneamento com a legislação existente sobre APAs, como os planos diretores municipais, leis orgânicas, constituições estaduais e municipais e planos regionais e municipais.

3. MATERIAL

3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A seguir a área de estudo é caracterizada de forma geral, apresentado aspectos do meio físico, biológico e do sistema de ocupação e uso das terras, vinculados direta ou indiretamente ao tema pesquisado. Esta caracterização fornecerá subsídios para avaliar a vulnerabilidade e o risco incidente sobre a área, bem como para se delimitar zonas de impactos diferenciados, objetivos deste trabalho.

3.1.1 A escolha da área

A faixa do carste paranaense tem despertado interesse pelo fornecimento potencial de água de excelente qualidade numa região de demanda crescente em recursos hídricos. A bacia de Fervida, contígua à de Ribeirão das Onças, se coloca entre uma das mais promissoras para captação de água, de acordo com o relatório de impacto ambiental "A exploração do Aquífero Carste" (SANEPAR, 1996).

O início da exploração comercial da água já suscitou, entretanto, uma série de problemas, tais como: falta de água nos açudes construídos pelos produtores, secamento de nascentes e subsidência do solo ocasionando rachaduras em algumas residências. Estes problemas desencadearam uma série de conflitos com os agricultores, gerando descontentamento e revolta destes em relação à exploração da água. O filme

CONSEQUÊNCIAS DA EXPLORAÇÃO DO AQUÍFERO CARSTE EM COLOMBO (1997), evidencia estes problemas através do relato de diversos agricultores.

Devido às medidas paliativas tomadas pela SANEPAR, tais como diminuição das vazões e adoção de turnos de 20/24 horas de bombeamento, alimentação com carrossa e construção de poços em algumas propriedades, as atividades agrícolas prosseguem numa certa normalidade e continuam se intensificando ano após ano.

Paralelamente, graças ao potencial turístico e educacional das cavernas e da recente função como área de mananciais, órgãos ambientais visam a proteção legal do carste paranaense sob a forma de uma APA (Área de Proteção Ambiental). Convém lembrar que a continuação nordeste da faixa cárstica no Estado de São Paulo já obteve um esquema de proteção no âmbito do Parque Estadual do Alto Ribeira – PETAR. Este parque contempla sobretudo a preservação das cavidades naturais e das encostas florestais da Serra do Paranapiacaba.

Um outro fator essencial para a escolha da área recair sobre Fervida - Ribeirão das Onças, consiste na quantidade e qualidade de informações básicas e material de trabalho já obtidos por órgãos públicos e particulares facilitando os trabalhos sobre avaliação de impacto. Isto pois, a produção de uma síntese sobre um sistema complexo requisita normalmente a seleção de uma grande quantidade de dados de informações.

3.1.2 Localização geográfica, área e inserção regional

O sistema aquífero cárstico paranaense está localizado no Primeiro Planalto, ao norte, noroeste e oeste de Curitiba, abrangendo uma área total regional de

aproximadamente 5.740 km², equivalente à 2,87% do território paranaense (FRAGA, 1994).

A área de estudo está localizado sobre este aquífero, mais especificamente no município de Colombo, o qual integra a região metropolitana de Curitiba. Colombo situa-se ao norte de Curitiba e tem como limites, além da Capital, os municípios de Bocaiúva do Sul, Rio Branco do Sul, Almirante Tamandaré, Pinhais e Campina Grande do Sul. As microbacias de Fervida e Ribeirão das Onças, situam-se no município de Colombo e ocupam uma área de 13,15 km² e 3,53 km².

A localização geográfica das mesmas é a seguinte: latitude 25°15' a 25°17'(S) e longitude 49°09' a 49°14'(W). A altitude varia de 916 a 975 m, as maiores elevações ocorrem na porção noroeste da área da bacia de Fervida, coincidindo com o substrato geológico de filito e quartzito, enquanto que as menores cotas comparecem a sudeste.

A FIGURA 8, localiza o Aquífero cárstico, e a região da área de estudo, bem como os mananciais para abastecimento de água para Curitiba e Região metropolitana. O ANEXO 1, constituindo uma carta planialtimétrico - geológica, apresenta a área em detalhes.

3.1.3 Aspectos gerais de ocupação da área de estudo

O município de Colombo, dista aproximadamente 12 km à noroeste da capital e foi um dos primeiros núcleos coloniais estrangeiros fundados no Paraná, com o nome de Alfredo Chaves, e teve seu início com 160 colonos de nacionalidade italiana. Em 1943 passou à condição de município e em 1944 à de sede de comarca. Ainda hoje mais de 90% dos agricultores são de etnia itálica (NASCIMENTO, 1997).

O município de Colombo, segundo censo de 1991, contava com 117.767 habitantes. Em cadastro de 1996, de acordo com informações fornecidas pela Prefeitura Municipal, havia 159.000 habitantes. Isto evidencia um crescimento explosivo (aumento de 42.000 habitantes em cinco anos) motivado por afluência de população vinda provavelmente do interior do Estado. Assim, a tendência ao crescimento populacional é ascendente aumentando a pressão sobre a infra-estrutura (rede viária, saneamento, escolas, postos de saúde), demanda por água potável, combustíveis, serviços sociais locais e naturalmente sobre ocupação das áreas de recarga.

Apesar de possuir na sua sede municipal um núcleo urbano que conserva ainda suas características originais, toda a porção meridional de seu território já se encontra impactada por loteamentos desordenados integrantes da explosão urbana da Grande Curitiba. Estes loteamentos e invasões normalmente alcançam em poucos anos altas taxas de ocupação demográfica e não contam com nenhum sistema de coleta e tratamento de esgotos. Tornam-se assim na mais séria ameaça à preservação de mananciais a exemplo do que já ocorre em áreas de Curitiba e atinge um grau máximo na Grande São Paulo.

As principais atividades econômicas do município se concentram na extração de minerais não metálicos e horticultura. A produção agrícola é composta de culturas tradicionais de milho e feijão, e do cultivo de tomate e hortaliças, mas de modo geral a atividade produtiva econômica está alicerçada sobre a agricultura.

Na área de estudo verifica-se predominância de pequenas propriedades rurais, 84% em Colombo. Na região de Fervida, o tamanho médio das propriedades é de 5,5 ha e para as áreas cultivadas, 3 ha. Para o Ribeirão das Onças, o tamanho médio das propriedades é de 5,69 ha e para as áreas cultivadas de 2,5 ha (NASCIMENTO, 1997). Apesar das modestas dimensões destes módulos rurais, os proprietários dispõem de qualidade de vida impar em termos de agricultura familiar no Brasil. A mão de obra utilizada é basicamente a familiar.

Um aspecto interessante e importante a ser considerado nestas bacias é o adensamento de casas de proprietários rurais estabelecendo pequenas vilas.

Atualmente, os produtores intensificam cada vez mais a produção por meio da utilização de agrotóxicos, adubos químicos e com a irrigação. O reflorestamento, sobretudo com bracatinga abrange boa parte da área, comparecendo muito esporadicamente pequenos talhões de pinus e, às vezes, eucalipto.

As FIGURAS 9 e 10 ilustram áreas cultivadas na bacia de Fervida. Na figura 10 evidencia-se, numa área reduzida, a presença de diversas culturas (tomate, alface, girassol, couve-flor, em pequenas glebas) num padrão típico de "pequeno agricultor". (Ver a localização das fotos no ANEXO 1, sob as siglas F9 e F10 respectivamente).

FIGURA 9: FOTO ILUSTRATIVA DE ÁREA CULTIVADA

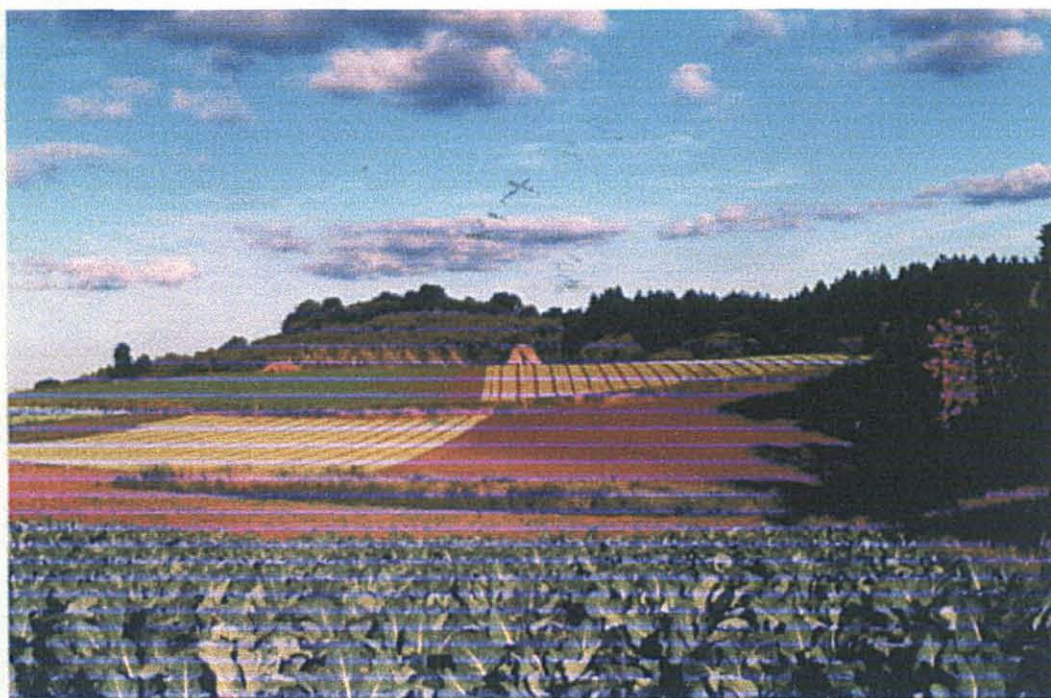


FIGURA 10: FOTO ILUSTRATIVA DE ÁREA PRODUTORA DE HORTALIÇAS EM FERVIDA



3.1.4 Levantamento sócio econômico da área de estudo

Um levantamento cadastral foi realizado em 1996 pela EMATER (NASCIMENTO, 1997), envolvendo agricultores de algumas localidades rurais de Colombo, dentre elas, Fervida e Ribeirão das Onças, onde foram amostrados 28 produtores (20 famílias representativas da área rural de Fervida e 8 famílias representativas de Ribeirão das Onças). Em termos de área, estes produtores representam aproximadamente 26% da área total das bacias.

Por meio dos questionários, muitas informações importantes foram obtidas, tais como: área cultivada, área arrendada, insumos utilizados (fertilizantes, defensivos, sementes, etc.) e quantidade aplicada, culturas plantadas, destino de embalagens de agrotóxicos, origem e destino das águas utilizadas, além de outros dados sócio-econômicos.

Informações preliminares indicam um grande predomínio da horticultura (tomate, couve-flor, alface, pepino, beterraba, etc.) com a aplicação intensiva de agroquímicos. Sistemas de irrigação são comumente utilizados, porém alguns agricultores ainda não os utilizam. Os dados da EMATER, indicam aproximadamente 200 ha irrigados sistematicamente sendo distribuídos entre vários irrigantes na área de estudo. A FIGURA 11 ilustra uma cultura de hortaliças irrigada (ver localização no ANEXO 1, sob a sigla F11) e ao fundo à direita, reservatório de água da SANEPAR.

Apesar de haver pequenas áreas de pastagem na área, a quantidade de animais é limitada sendo voltada para uso e consumo próprios.

FIGURA 11: FOTO ILUSTRATIVA DE AGRICULTURA IRRIGADA DE ALFACE



3.1.5 Caracterização climática da bacia hidrográfica

Segundo a classificação de Köppen, baseada na temperatura e pluviosidade, o tipo climático da região é Cfb. Este clima se define como: clima pluvial temperado, com mês mais frio possuindo temperatura entre $+18$ e -3°C ; sempre úmido, com chuva todos os meses do ano e temperatura do mês mais quente abaixo de 22°C , e no mínimo quatro meses com mais de 10°C ; pluvial quente temperado, o mês mais quente com médias inferiores a 22°C e 11 meses do ano com temperaturas maiores que 10°C . Está sujeito à precipitações regulares todos os meses do ano e a geadas severas, raramente neve e não apresenta (na média) estação seca (MAACK, 1981).

O histograma anual de distribuição das precipitações pluviométricas confeccionados com dados de duas estações pluviométricas mais próximas da área de

estudo, Colombo e Juruqui (Almirante Tamandaré), fornecidos pelo DNAE (1995), apresentam uma precipitação média anual de 1475 mm de 1975 a 1994 (período de 19 anos). Os menores índices pluviométricos ocorrem em abril, junho, julho e agosto e os maiores em dezembro e janeiro.

A evaporação, calculada a partir de dados da E.F.E.F.A. (Estação Meteorológica da Fazenda Experimental da Faculdade de Agronomia) de 1986 a 1994 (08 anos) apresentou uma média anual de 692,4 mm. Os menores índices ocorreram em maio (média de 37,2 mm) e os maiores em novembro (média de 82,3 mm). A evaporação foi obtida com evaporímetro de campo tipo classe A. Sabe-se que a evapotranspiração potencial foi estimada multiplicando-se este valor por 0,75 que é o coeficiente do tanque classe A. Assim, a evapotranspiração média no período seria de 519,3 mm.

A diferença entre a precipitação média e a evapotranspiração média é de 955,7 mm. Esta representa o excedente médio anual, ou seja, a quantidade de água disponível para ser infiltrada no solo e escoada superficialmente. Este excedente deve alimentar o aquífero e os rios (infiltração e escoamento superficial). Apesar da existência de excedentes hídricos durante o ano, o balanço hídrico mensal indica a ocorrência de períodos secos curtos, o que ocasiona déficit de água em culturas mais sensíveis como as hortaliças, daí a necessidade de irrigação.

Um fator a ser levado em consideração diz respeito à cobertura florestal. Sob a densa cobertura florestal primária que recobria praticamente toda a bacia, os solos deveriam permanecer úmidos em permanência, não se verificando condições de déficit hídrico ao longo do perfil. Desta forma os processos de infiltração e lixiviação dos solos sempre aconteciam de forma perene.

Estudos feitos na microbacia indicam que a temperatura média anual variou entre 16 e 17 °C , com média mínima entre 12 e 13°C em julho e média máxima entre 20 e 21°C, em fevereiro (IAPAR, 1978 e ITCF, 1987, citados por BONACIM, 1996), correspondendo a uma amplitude térmica anual variando de 7 e 9°C, conforme o ano. Este nível de amplitude térmica anual, mais acentuado do que os 4 a 6°C das regiões tropicais do país, em conjunto com o risco de geadas e variações no fotoperíodo de 14 para 10 horas promovem toda uma alternância no calendário da horticultura local.

Quanto à insolação a área apresenta 2000 horas/ano representado 42% da insolação máxima possível (MAACK, 1981). A umidade relativa média anual é de 80% (IAPAR, 1994).

3.1.6 Caracterização geológica e hidrogeológica.

A Região Metropolitana de Curitiba pode ser dividida em dois grandes compartimentos geológicos, a unidade com rochas migmatóides de composição granítica do embasamento cristalino e a de rochas metamórficas do Grupo Açungui, à qual pertence a região de estudo. A unidade metamórfica é constituída por rochas carbonáticas com mármore calcíticos e dolomíticos, intercalados a pacotes de composição silicatada, constituídos por filitos e quartzitos. Rochas ígneas na forma de granitos e diabásios intrusivos cortam esta unidade. A cobertura alúvio-lacustre do Terciário Superior da Formação Guabirota recobre, segundo espessuras variáveis, ambas as unidades anteriores.

Em termos hidrogeológicos, os pacotes carbonáticos, inclusive contendo mármores com excelentes condições de porosidade e permeabilidade, são topograficamente rebaixados e limitados por cristas de filitos e quartzitos de direção preferencial nordeste-sudoeste (NE-SW) e diques de diabásio de direção noroeste-sudeste. Os diques tabulares verticais e subverticais de diabásio, impermeáveis e pouco fraturados, espaçados em média de 1 km entre si, seccionam o complexo metamórfico funcionando como barreiras hidrogeológicas (LISBOA, 1997).

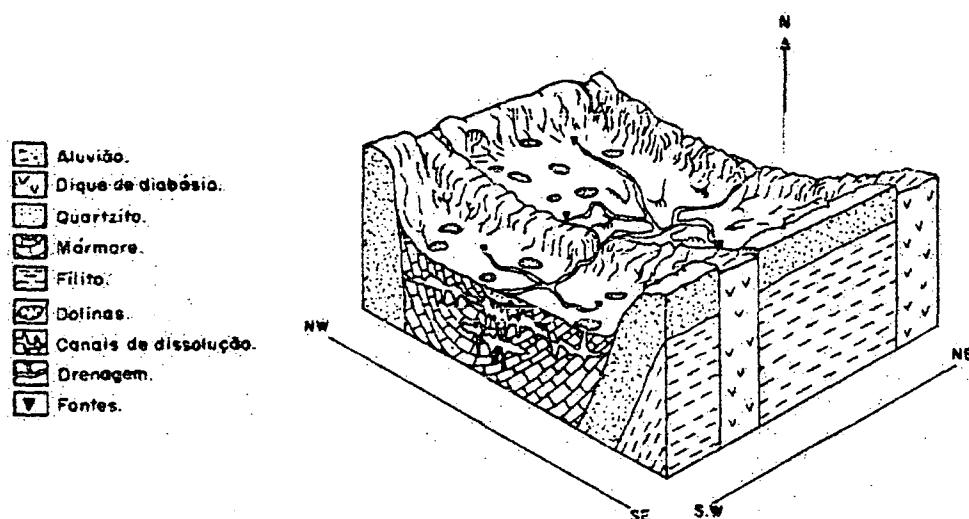
De acordo com LISBOA (1997), estas unidades se repetem na paisagem, num padrão tipicamente losangular, constituindo cada losango uma unidade semelhante às demais. Os compartimentos assim gerados adquirem porém comportamento hidráulico e condições de fluxo diferenciados e independentes. Quartzitos, filitos e até diabásios resistem mais do que as rochas carbonáticas ao intemperismo e à erosão de região úmida. Sobrepoem-se assim na paisagem formando barreiras bastante nítidas ao escoamento de água subterrânea e impedindo a comunicação entre uma célula e outra ao nível subterrâneo.

O arcabouço geológico assim formado seria, de acordo com o autor, semelhante à uma série de tanques interligados entre si por vertedouros de topo, correspondendo estes à drenagem de superfície.

Estas células ocorrem em cotas que variam desde 865 m a 1015 m acima do nível do mar, constituindo as mesmas, depois dos contrafortes da Serra do Mar, os reservatórios mais elevados do primeiro planalto paranaense (FRAGA, 1994).

A FIGURA 12 representa o modelo esquemático da unidade morfoestrutural referida, elaborada pelos geólogos A. A LISBOA e M. A. FONTANA e publicado por FRAGA (1994).

FIGURA 12: MODELO ESQUEMÁTICO DE UMA UNIDADE MORFOESTRUTURAL DA ÁREA DO CARSTE



FONTE: FRAGA (1994)

O aquífero cárstico é de grande potencialidade hidráulica, sendo que as descargas de base das drenagens superficiais, apresentam valores superiores às do embasamento cristalino. Estimou-se a vazão de estiagem com sete dias de duração (Q7m) em $8,9 \text{ l/s/km}^2$ (JICA, 1995). FRAGA & GUARDA (1996) estimaram a descarga de base para a Bacia do Ribeira em 9 l/s/km^2 , e consideraram esta descarga sendo 3 vezes superior às observadas em áreas da Bacia do Alto Iguaçu.

Um dos problemas básicos quando se trata de carste é delimitar o aquífero em profundidade e avaliar seus parâmetros hidrodinâmicos, informações imprescindíveis para

o cálculo dos volumes de água estocados e assim do potencial utilizável. Estas informações sobre aquíferos cársticos são muito mais difíceis de serem obtidas do que em aquíferos mais homogêneos.

Alguns problemas podem advir da exploração destes aquíferos sem estudos suficientes, pois ações de rebaixamento do nível da água provocam aceleração de subsidências e colapsos do solo. Um alívio da pressão hidrostática diminui a sustentação do substrato podendo causar rachaduras em edificações ou trazer problemas de segurança em terrenos e obras de infra-estrutura.

O esboço do mapa geológico da área está mostrado na FIGURA 13. O mapeamento ainda está sendo complementado e modificado pelo docente do Departamento de Geologia da UFPR, Dr. D. Giusti.

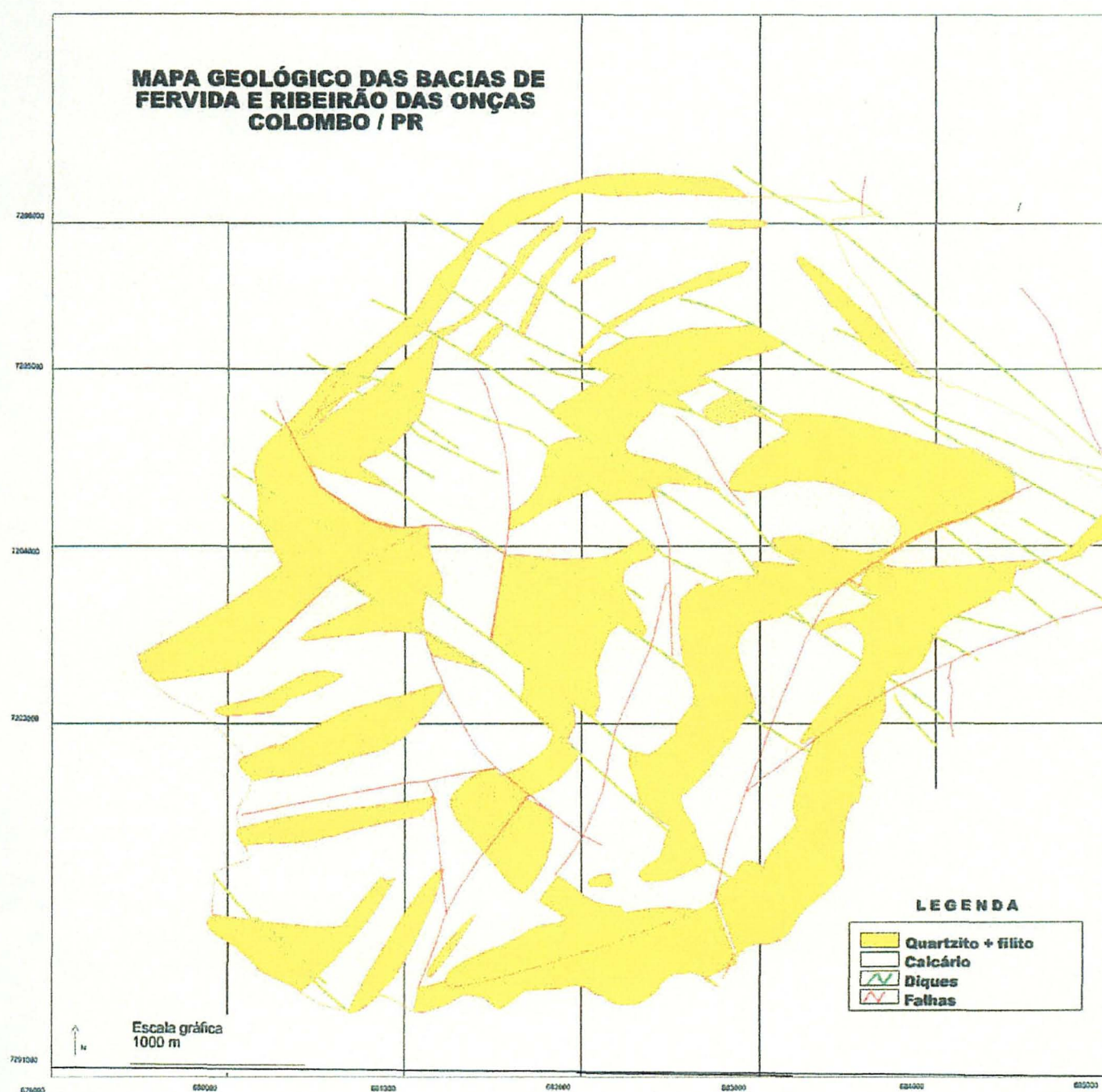
3.1.7 Caracterização pedológica

Na região da microbacia de Fervida – Ribeirão das Onças, em levantamento pedológico realizado em escala de 1:10.000 pela EMATER / EMBRAPA, foram identificadas diversas classes e associações de solos, separadas nas seguintes unidades:

a) Solos Litólicos eutróficos, contato litóide e lítico, textura argilosa, A moderado, relevo montanhoso e forte ondulado (Re1);

b) associação Solos Litólicos contato litóide e lítico + Cambissolo raso, ambos eutróficos, textura argilosa, A moderado, relevo forte ondulado e montanhoso (Re2);

FIGURA 13: ESBOÇO DO MAPA GEOLÓGICO



FONTE: Adaptado da minuta do mapa geológico do carste curitibano de GIUSTI (1998)

c) Litólicos distróficos contato litóide e lítico, textura argilosa, A moderado, relevo montanhoso (Rd1);

d) associação de Solos Litólicos, contato litóide + Cambissolo raso, ambos distróficos, textura argilosa, A moderado, relevo forte ondulado e montanhoso (Rd2);

e) associação Cambissolo raso e pouco profundo + Solos Litólicos contato litóide, ambos textura argilosa, A moderado, relevo forte ondulado e montanhoso (Ce);

f) associação Cambissolo raso e pouco profundo + solos Litólicos contato litóide, ambos distróficos, textura argilosa, A moderado, de relevo forte ondulado e ondulado (Cd1);

g) Cambissolo distrófico pouco profundo e profundo, textura argilosa, A proeminente, relevo ondulado (Cd2);

h) Cambissolo distrófico, profundo, textura argilosa, A proeminente, relevo suave ondulado (Cd3);

i) Cambissolo latossolizado álico, profundo, A húmico, de relevo suave ondulado e plano (Ca);

j) associação Solos Hidromórficos gleizados + Cambissolo hidromórfico gleizado, ambos álicos, profundos, A húmico, relevo plano (HG) e

k) Terra Bruna Roxa Estruturada eutrófica, A moderado, profunda, relevo forte ondulado e ondulado (TBREe).

A seguir, são descritas as diferentes unidades dos solos, cujo mapa e legenda podem ser vistos no ANEXO 2.

Re1- Solos Litólicos: Os solos Litólicos eutróficos são solos rasos, pouco desenvolvidos, de textura argilosa, com percentagem de saturação de bases acima de 50%, ausência de alumínio e baixa infiltração de água. O relevo é montanhoso e forte

ondulado,. O horizonte A é moderado, cascalhento no geral e em grande parte assentado sobre um horizonte C moderadamente profundo e também diretamente sobre a rocha. Esta unidade localiza-se nos interflúvios estreitos e nas pendentes com declividade superior a 45°.

Re2- Associação solos Litólicos + Cambissolo, ambos eutróficos: Nesta unidade os solos são pouco desenvolvidos, com horizonte A moderado, textura argilosa, com percentagem de saturação de bases superior a 50%, alumínio ausente e baixa capacidade de infiltração de água. Nas áreas de ocorrência de solos Litólicos, as características são semelhantes a unidade Re1. Quanto aos cambissolos, são solos minerais não hidromórficos com horizonte B em desenvolvimento, pouco profundo, apresentando minerais primários em quantidades significantes. Esta classe ocorre em relevo forte ondulado, em terço superior da encosta e há presença de pedras no horizonte A e no horizonte B. A drenagem é moderada. Este solos apresentam elevados teores de matéria orgânica e reserva mineral.

Rd1- Solos Litólicos distróficos: São solos semelhantes aos da unidade Re1, mas com saturação de bases abaixo de 50%. Ocorre na paisagem em relevo montanhoso.

Rd2- Associação solos Litólicos e Cambissolos ambos distróficos: Esta associação é semelhante à associação Re2, diferindo destas pela saturação de bases inferior a 50%.

Ce- Associação Cambissolos + Litólicos, ambos eutróficos: Esta unidade é semelhante a unidade Re2, diferindo desta pelo maior percentual de Cambissolo em relação ao litólico.

Cd1- Associação Cambissolos + solos Litólicos ambos distróficos: Esta associação é semelhante á unidade Ce, diferindo desta pela baixa saturação de bases, abaixo de 50%.

Cd2- Cambissolos distróficos: São solos com horizonte A proeminente, de textura argilosa, com percentagem de saturação de bases e de alumínio inferior a 50% e com moderada e baixa infiltração, horizonte B pouco profundo e com estrutura pouco desenvolvida. O relevo dominante nesta unidade de solo é o ondulado. Esta classe de solo ocorre em terço médio da encosta.

Cd3- Cambissolos distróficos: Esta classe difere da anterior pela infiltração boa a moderada, pelo horizonte B profundo e o relevo suave ondulado. Na FIGURA 14, podemos visualizar um perfil de cambissolo (Cd3) sob um reflorestamento de bracatinga (ver a localização no ANEXO 1, sob a sigla F14).

Ca- Cambissolo latossólico álico: Estes solos são argilosos, desenvolvidos, com características principalmente de estrutura, profundidade e grau de intemperismo semelhantes ao latossolos, porém não são tão desenvolvidos. O horizonte A é húmico, profundo e com alto teor de carbono. O horizonte B é profundo com saturação de bases abaixo de 50% e boa capacidade de infiltração. Esta unidade ocorre em relevo plano e suave ondulado.

FIGURA 14: FOTO ILUSTRATIVA DE UM PERFIL DE CAMBISSOLO



HG- Associação solos Hidromórfico gleizados + Cambissolos hidromórfico gleizado, ambos álicos: São solos argilosos, pouco desenvolvidos, com horizonte A húmico e horizonte B profundo. A percentagem de saturação de alumínio sendo superior a 50%. Estes solos são mal drenados, principalmente o hidromórfico gleizado, o que associado ao relevo ,favorece o acumulo de água e de matéria orgânica. O relevo dominante é o plano e o suave ondulado, ocorrendo na paisagem nas cotas de menor valor do terço inferior da encosta.

TBREe- Terra Bruna Roxa Estruturada eutrófica: São solos de textura argilosa, bem desenvolvidos, A moderado, profundo, apresentando gradiente textural de baixa intensidade no horizonte A e B. Apresentam pedras na superfície e no corpo do solo. O relevo dominante é o forte ondulado, ocorrendo também o relevo ondulado. No horizonte

B, encontra-se uma saturação de bases acima de 50% e ausência de alumínio trocável. A estrutura é angulosa e apresenta cerosidade. A característica estrutural do horizonte B, associada à presença de gradiente textural confere a esta unidade a baixa capacidade de infiltração de água. Na paisagem, esta unidade ocorre nos interflúvios e terço superior das encostas dos diques de diabásio.

Quanto às áreas cultivadas, a EMATER, realizou coleta e posterior análise de solo de 13 locais. O resultado encontrado revelou que os solos, na maioria ácidos, e de baixa fertilidade natural, são transformados pelos agricultores em solos de boa fertilidade pela utilização de calcário dolomítico e fertilizantes orgânicos e químicos em grande quantidade. A análise destes solos evidenciam teores de matéria orgânica variando de aproximadamente 3,2 até 6,6 %, valores estes bastante altos para solos cultivados no primeiro planalto paranaense.

3.1.8 Caracterização da vegetação

A vegetação natural e original da área do carste, incluindo as bacias de Fervida e Ribeirão das Onças, corresponde ao domínio da Floresta Ombrófila Mista, ou floresta com araucária, a qual é exclusiva do Planalto Meridional Brasileiro. Esta denominação foi definida por VELOSO (1991), de acordo com seu sistema de classificação fisionômico-ecológico.

Esta floresta forma associações diferentes que variam de uma área à outra. Normalmente, no estágio adiantado de sucessão, o pinheiro (*Araucaria angustifolia*) ocupa o dossel e no sub-bosque ocorre a presença de outras espécies.

De acordo com estudos realizados na região por KLEIN (1962), em alguns remanescentes desta floresta, que ele denominava de “região das Florestas Pinatifoliadas”, o sub-bosque era composto de Imbuía (*Ocotea porosa*), Sassafrás (*Ocotea pretiosa*), Canela coqueira (*Ocotea catharinensis*), Açaita cavalo (*Luehea divaricata*), Pinheiro bravo (*Podocarpus lambertii*), Erva mate (*Ilex paraguariensis*), Tapiás (*Alchomea sp*), Sacopema (*Sloanea lasiocoma*), Casca d’anta (*Drimys brasiliensis*), Bracatinga (*Mimosa scabrella*), Canela fogo (*Criptocaria aschersoniana*) e outras lauráceas, vulgarmente denominadas de canelas.

Neste estudo de fitofisionomia realizado por KLEIN em 1962, baseado em levantamento florístico de 1952, os remanescentes da Floresta Ombrófila Mista eram raros e já perturbados pela intervenção humana na busca das “Madeiras de Lei”.

A característica principal da área era o intenso reflorestamento de bracatinga (*Mimosa scabrella*), que cobria a maior parte de Fervida, seguido de capoeira e capoeirão (estágios de evolução de sucessão florestal) e por último dos remanescentes da Floresta original, conforme pode ser verificado na “Planta Fitogeográfica” do referido trabalho, que apresenta o revestimento florístico de 1952.

De acordo com este estudo de KLEIN (1962), a agricultura estava representada nas culturas de milho e feijão. O solo quando esgotado seu potencial produtivo era então abandonado e o agricultor avançava para matas vizinhas ou então para capoeiras mais velhas. A terra abandonada a pousio prolongado durante várias décadas, ia sendo então ocupada por sucessões florestais típicas da Floresta Ombrófila Mista, tendo no gênero *Bacharis* o lenhoso dominante nos primeiros estágios.

Quanto a bracatinga (*Mimosa scabrella*), esta é natural da Floresta Ombrófila Mista com ocorrência generalizada no 1o Planalto Paranaense, sendo árvore da família

das leguminosas, melífera, de crescimento rápido, heliófita e pioneira, e por isso ocorre nos estágios iniciais de sucessão. Ela é normalmente manejada pelo uso do fogo, não necessitando portanto de replantio. Por todos estes fatores constitui planta muito utilizada em reflorestamentos rústicos.

Devido à umidade atmosférica elevada ao longo do ano a Floresta Ombrófila Mista, assim como seus diversos estágios de sucessão, não apresenta alta suscetibilidade ao fogo, mas a ocorrência de períodos secos prolongados, principalmente se antecededidos por geadas fortes, aumenta sobremaneira o risco de incêndios florestais no final do inverno e início da primavera.

A atividade florestal atual consiste de reflorestamento com bracatinga, muito deles subespontâneos além de pequenas áreas com plantio de pinus e eucaliptos. Nos bosques secundários predomina o extrativismo seletivo de lenha e madeira. A bracatinga, na área de estudo é utilizada para combustão nos fornos de calcário e madeira para arrimos em obras e construções. Outras áreas do carste apresentam também reflorestamentos atuais com erva-mate (*Ilex paraguariensis*).

3.1.9 Hidrografia

As microbacias de Fervida e Ribeirão das Onças, localizam-se nas cabeceiras do Rio Capivari o qual faz parte da grande bacia litorânea do Ribeira. A oeste e ao sul de Fervida / Ribeirão das Onças têm limites que constituem os divisores de águas das Bacias do Ribeira e Iguaçu. As microbacias pertencem à bacia do rio Ribeirão, afluente do Rio Capivari, na região do Alto Ribeira.

A microbacia de Fervida apresenta dois importantes cursos d'água: Rio Papanduva, que é o mais significativo e em seu curso recebe águas de outras nascentes até se encontrar o Ribeirão da Fervida, o qual também é formado por várias nascentes. Nesta microbacia foram perfurados 11 poços para produção potencial de 400 l/s de água de acordo com o projeto "Estudo do quadro natural Karst" (NASCIMENTO, 1998).

A bacia de Ribeirão das Onças apresenta dois cursos d'água sendo o mais importante o Rio das Onças.

A microbacia de Fervida é contígua à de Ribeirão das Onças, sendo a última uma sub-bacia da primeira. A divisão das duas bacias se produz ao longo de um espigão correspondente a um dique de diabásio de direção NW-SE. No geral os outros divisores de água das bacias se assentam sobre substrato de rochas metamórficas de filito e quartzito, pois sendo mais resistentes que o calcário, sobressaem no relevo. O ANEXO 1 apresenta o mapa planialtimétrico / geológico adaptado do planialtimétrico original.

3.1.10 Origem e destino das águas utilizadas

De acordo com o levantamento cadastral realizado em Fervida e Ribeirão das Onças, pela EMATER, verificou-se que a maioria dos agricultores amostrados utiliza água de fonte ou de poço (dos 28 produtores amostrados, 23 possuem fonte ou poço) e destes, 9 também se utilizam da água da SANEPAR. Apenas 5 produtores utilizam exclusivamente a água da SANEPAR.

A água para agricultura provém das nascentes que foram represadas em forma de açudes, dos rios e de córregos.

Quanto ao destino das águas utilizadas, os habitantes amostrados adotam o sistema de fossas sépticas. Mas, de acordo com a EMATER, na bacia de Ribeirão das Onças, existe a comunidade de Vila Machado, na qual concentram produtores de baixa renda e que costumam lançar efluentes domésticos diretamente nos rios (NASCIMENTO, 1998).

A FIGURA 15 ilustra o ponto de saída das águas das duas bacias, localizado também no mapa planialtimétrico, no ANEXO 1, sob a sigla F15. Ao lado da estrada, mata ciliar e fragmentos florestais e acima destes, e na parte superior da vertente, reflorestamento de bracatinga.

FIGURA 15: FOTO ILUSTRATIVA DO CANAL EXUTÓRIO DAS BACIAS DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS



3.1.11 Qualidade da água

Na região do carste, de acordo com FRAGA & GUARDA (1996), as águas são classificadas como sendo do tipo bicarbonatadas magnesiana-cálcicas. A concentração média de STD – Sólidos Totais dissolvidos é de 192,36 mg/l. Quanto à dureza observa-se que os valores variam de 124,7 a 219,8 mg/l.

Quanto ao nitrato, análises de água realizadas no Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas da UFPR (LPH) em outubro de 1997, revelaram um teor variável de nitrato nas 12 nascentes de água coletadas. Estes teores variam de 2,19 à 8,97 mg/l, como pode ser visualizado na TABELA 3. O ANEXO 1, apresenta a localização das 12 nascentes sob a sigla FROx, sendo x o número correspondente ao das nascentes relatadas na TABELA 3.

TABELA 3: TEOR DE NITRATO ENCONTRADO NAS ÁGUAS DE FONTES

Fonte		FRO-01	FRO-03	FRO-05	FRO-08	FRO-11	FRO-15	FRO-19c	FRO-20	FRO-22	FRO-26	FRO-29	FRO-30
Data de Coleta		28/10/97	28/10/97	28/10/97	11/11/97	28/10/97	28/10/97	11/11/97	11/11/97	11/11/97	30/10/97	30/10/97	30/10/97
Data da Análise		29/10/97	29/10/97	29/10/97	12/11/97	29/10/97	29/10/97	12/11/97	12/11/97	12/11/97	30/10/97	30/10/97	30/10/97
Temperatura (campo)		18.8	19.5	18.3	18.1	18.9	18.6	17.8	18.5	17.5	17.9	17.7	18.5
Condutividade (campo)		212	254	401	328	328	284	320	307	333	284	281	278
PH (campo)		6.77	7.94	7.41	7.26	7.48	7.5	7.26	7.18	7.25	7.65	7.7	7.63
Aspecto "in natura":		-	-	-	Límpida	-	-	Límpida	Límpida	Límpida	-	-	-
Turbidez (N.T.U.):		3.1	0.35	0.7	0.15	0.2	0.2	0.25	1.5	0.15	0.35	2.5	0.5
Cor (Pt-Co):		5	5	5	115	5	<5	<5	<5	<5	<5	5	<5
Condutividade (DS/cm) a 25°C		214	251	398	327	324	322	318	304	329	286	283	281
Oxigênio Dissolvido		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
pH:		7.44	8.05	7.66	7.52	7.82	7.74	7.8	7.5	7.45	7.75	7.77	7.79
Alcalinidade total ao metilorange	CaCO3	108.2	128.52	205.02	166.22	164.22	162.18	164.11	152.54	175.68	144.884	147.9	143.82
Alcalinidade à fenolftaleína	CaCO3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dureza total	CaCO3	97.84	117.78	195.18	159.85	154.51	153.7	154.85	147.78	162.7	132.63	234.24	136.82
Acidez	CaCO3	9	5	12	6.16	8	9	4.1	5.13	5.13	10	8	9
Dióxido de carbono livre	CO2	7.92	4.4	10.58	5.42	7.04	7.92	3.61	4.51	4.51	8.8	7.04	7.92
Oxigênio consumido em meio ácido	O2	0.92	0.51	0.2	0.48	0.31	0.36	0.53	0.37	0.48	0.61	0.66	0.82
Nitrogênio Kjeldahl total	N	0.16	0.29	0.16	0.28	0.16	0.23	0.11	0.26	0.16	0.06	0.14	0.2
Nitrogênio amoniacal	N	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Nitrogênio orgânico	N	0.16	0.27	0.16	0.28	0.16	0.22	0.11	0.26	0.16	0.06	0.14	0.2
Sólidos totais a 103 °C		157	172	218.5	172.0	422	241	218.5	202.0	368.5	125	110	293
Total de sólidos dissolvidos (TDS)		150	172	217	169.0	422	241	217.0	193	365.0	125	110.1	290
Sólidos suspensos totais		7	0	1.5	3.0	0	0	1.5	9	3.5	0	1	3
Silica dissolvida	SiO2	15.05	13.75	16.78	12.91	10.24	9.21	12.75	14.7	16.1	11.25	7.32	12.23
Bicarbonatos	HCO3-	132	156.79	250.12	202.8	200.35	197.86	200.21	186.1	214.33	176.7	180.44	175.46
Cloratos	Cl-	1.5	1	2	2.55	1.5	2	1.53	2.04	1.02	1.5	1.5	0
Fluoretos	F-	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Fosfatos	PO4-3	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.05	0.06
Sulfatos	SO4-2	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Nitratos	NO3-	2.36	2.48	2.66	4.27	3.83	8.97	3.01	3.87	2.42	3.57	2.19	4.82
Nitritos	NO2-	0.009	0.006	0.006	<0.006	0.006	0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	0.006
Cálcio	Ca+2	18.47	22.41	37.53	30.65	29.07	29.01	29.16	28.32	31.33	25.07	25.55	24.3
Magnésio	Mg+2	12.57	15.02	24.66	20.25	19.91	19.75	19.89	18.73	20.53	17.02	17.12	18.46
Sódio	Na+	1.36	1.42	2.01	1.73	1.49	1.61	1.6	1.7	1.51	1.35	1.07	1.56
Potássio	K+	1.36	1.16	0.85	0.85	0.68	0.61	0.83	0.82	0.82	0.82	0.42	0.87
Ferro	Fe	0.04	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	0.08	Nd	Nd	0.03	Nd
Diferença de Balanço Iônico (%)		4.52	3.78	2.28	2.55	3.30	4.33	2.91	1.95	3.49	4.62	5.09	2.28

4. MÉTODO

Este estudo visa essencialmente avaliar qualitativa e quantitativamente a entrada no sistema agrossilvopastoril, em termos de nitrogênio. Além disso, são fornecidos elementos que associados à outros, facilitem avaliar as suas respectivas saídas, assemelhando-se à uma abordagem sistêmica.

A abordagem sistêmica implica na construção de modelos simuladores de fenômenos reais, com entradas e saídas, isto é, considerando os fluxos de matéria e energia e informação, e as interações entre os componentes. A análise sistêmica conduz à elaboração de modelos previsionais calçados em diversos cenários alternativos sobre a evolução de um dado sistema.

Este tipo de abordagem pareceu ser a mais adequada para investigações nas regiões cársticas devido às particularidades apresentados pelos processos químicos e hidrológicos associados, conforme foi admitido por BONACIM (1996), que realizou estudos hidrogeológicos na área de Tranqueira (Almirante Tamandaré e Colombo). Para tanto, tentou-se adequar um método adaptado às circunstâncias locais, levando em conta as informações de literatura técnica disponíveis.

Inicialmente houve necessidade de se recorrer a várias publicações sobre poluição de águas subterrâneas relacionadas ao sistema agrossilvopastoril e ao mesmo tempo fazer uma análise do sistema agrícola que se pratica nas microbacias. Assim, foi possível tomar conhecimento de quais seriam os elementos provenientes do sistema agrossilvopastoril potencialmente impactantes sobre a qualidade de água, na área de

interesse. A partir deste estudo preliminar, tornou-se clara a necessidade de se aprofundar na questão da contaminação pelo nitrogênio.

A consulta a várias publicações também foi necessária para se conhecer melhor as áreas cársticas no que se refere a sua resposta em relação aos contaminantes e também quais os fatores que contribuem para amortizar o problema e quais poderiam exacerbá-lo. As informações mais importantes foram sintetizadas na revisão bibliográfica.

Informações sobre características físicas da área de estudo, no que se refere à hidrografia, drenagem, ao estudo do escoamento dos rios, ao relevo, foram focalizados individualmente para as bacias de Fervida e de Ribeirão das Onças, para uma melhor identificação das mesmas.

A carta de Uso e Ocupação da Terra foi gerada para ser utilizada como instrumento auxiliar de avaliação do impacto, o mesmo ocorrendo com a estimativa do número de habitantes da área de estudo.

A seguir, de posse destes dados, procurou-se desenvolver um método de avaliação de impacto sobre o aquífero. O método elaborado pode ser visualizado na FIGURA 16. Para tanto, dois aspectos foram delineados: a vulnerabilidade e a carga poluente, ou risco, que incide na bacia.

O primeiro passo consistiu basicamente em avaliar, em termos gerais, se havia risco na atividade agrossilvopastoril desenvolvida na bacia relacionado à contaminação de nitrogênio na água. Para isto, o método semi quantitativo proposto por TROPPEMAIR (1988), para estimar a existência de graus de risco que um determinado uso ou ocupação da terra representa à água subterrânea, foi revisto e utilizado com as variáveis presentes neste estudo (FIGURA 5). Diante de indicações positivas de risco na área, houve respaldo para o passo seguinte que envolveu o estudo do risco propriamente dito.

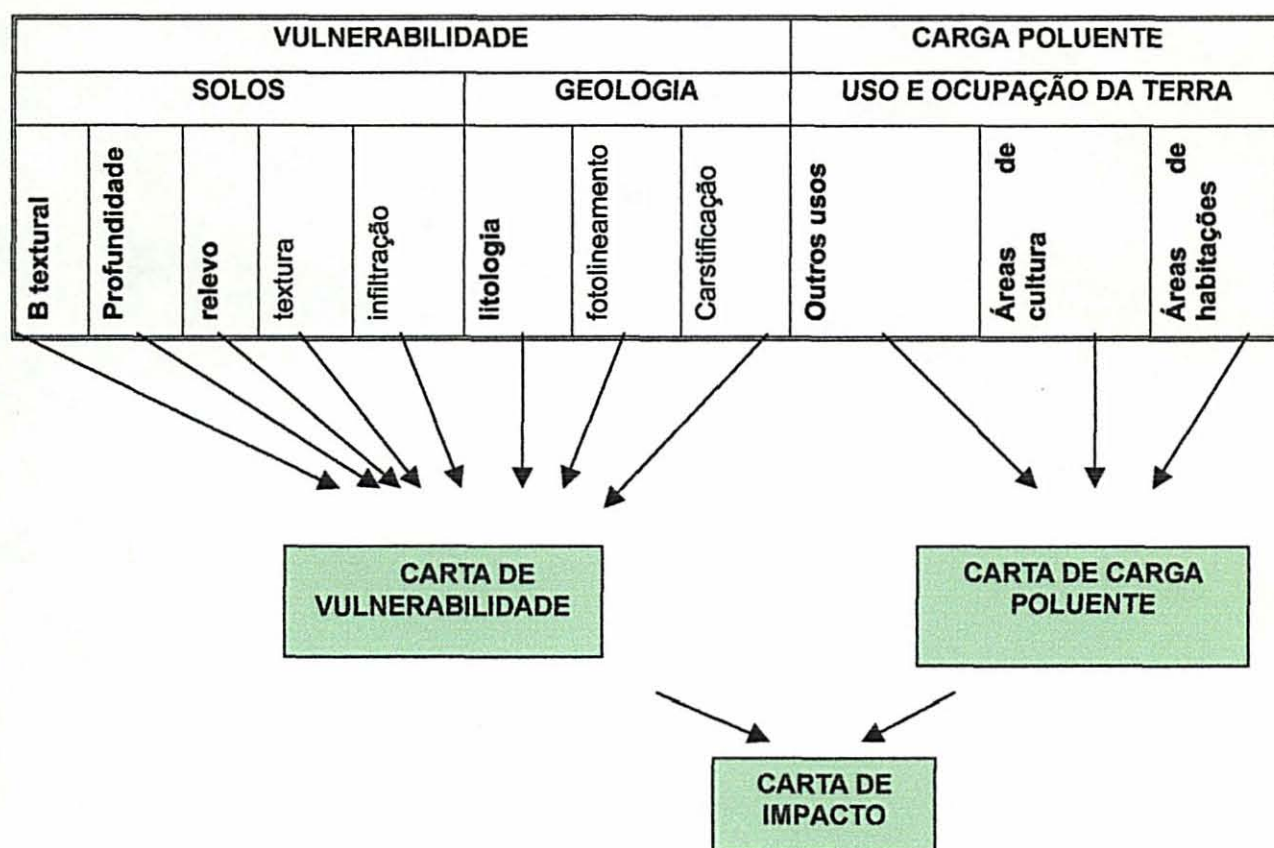
O risco, vinculado à carga poluente, por sua vez associa-se ao uso e ocupação da terra. Na área em questão, as áreas das habitações e de cultura de hortaliças são as que potencialmente causam danos em termos de adição de nitrogênio ao ambiente. Assim estas duas categorias foram destacadas e a elas foram conferidos pesos.

Paralelamente foi estimada a quantidade de nitrogênio adicionado às áreas cultivadas via adubação química e/ou orgânica e a quantidade de nitrogênio proveniente das habitações, pelos efluentes domésticos. Com esta estimativa houve uma tentativa de se chegar à um ordem de grandeza da entrada (*input*) de nitrogênio sobre o terreno e também na água subterrânea.

Para avaliar, o impacto do uso e ocupação da terra, partindo-se das entradas na bacia, foi necessário considerar o meio físico, uma vez que o ambiente apresenta respostas diferenciadas em relação ao risco. Assim, em seqüência, se avaliou a vulnerabilidade, ou seja a suscetibilidade do meio. Para isto aplicou-se o método proposto por TROPMAIR (1988), apresentado na FIGURA 6, para avaliação geral da vulnerabilidade da área de estudo.

Quanto à vulnerabilidade, além do aspecto geológico relativo à litologia, foi considerado o aspecto pedológico em termos de profundidade do solo, relevo associado ao solo e presença de horizonte B textural. Outros aspectos, apesar de serem considerados importantes e que se apresentam na FIGURA 16, não foram utilizados devido à falta de análises suficientes ou então devido à sua pouca significância na área de estudo, caso dos fotolineamentos. Aos aspectos escolhidos (em **negrito**) foram conferidos pesos, baseados em informações de literatura.

FIGURA 16: ESQUEMA DO MÉTODO PROPOSTO PARA OBTEN A CARTA DE IMPACTO



Os valores resultantes foram utilizados para a discriminação espacial e conseqüente confecção da carta de vulnerabilidade que compreende a carta de vulnerabilidade pedológica, geológica e de relevo.

Depois e considerados o risco e a vulnerabilidade, também utilizou-se o método proposto na FIGURA 7 para avaliação do impacto que estaria ocorrendo às águas subterrâneas.

Elaboradas as duas cartas, de vulnerabilidade e de risco (uso e ocupação da terra), as interações foram delineadas graficamente (cruzamento das cartas) e

hierarquizadas, na tentativa de se localizar espacialmente e classificar áreas sob maior ou menor impacto, gerando a carta de impacto, produto final do trabalho.

O organograma da TABELA 4 mostra a seqüência de trabalho realizada e a seguir esta seqüência será detalhadamente explicada.

TABELA 4: SEQUÊNCIA DO TRABALHO REALIZADO

A	Consulta à publicações sobre fatores relacionados à poluição de águas subterrâneas no sistema agrossilvopastoril em ambiente cárstico e dos métodos de avaliação de estudos de impacto de águas subterrâneas
B	Análise do sistema agrossilvopastoril da área de estudo – Identificação de fontes poluentes
C	Identificação da área de estudo – Caracterização física, uso e ocupação da terra, estimativa do número de habitantes
D	Desenvolvimento do método de avaliação de impacto
D.1-	Estudo do risco da atividade agrícola praticada
D.1.1-	Avaliação do grau do risco pela aplicação do método proposto na FIGURA 5.
D.1.2-	Discriminação das áreas poluentes
D.1.3-	Estimativa da quantidade de nitrogênio introduzido pela atividade agrícola
D.1.4-	Estimativa da quantidade de nitrogênio introduzido pelas habitações
D.1.5-	Valoração por pesos das tipologias de uso e ocupação das terras
D.2-	Estudo da vulnerabilidade da área
D.2.1-	Avaliação do grau de vulnerabilidade pela aplicação do método proposto na FIGURA 6
D.2.2-	Identificação dos fatores do meio que influenciam na vulnerabilidade
D.2.3-	Valoração de aspectos do meio por pesos
D.2.4-	Confecção da carta de vulnerabilidade
D.3-	Estudo do impacto
D.3.1-	Avaliação do grau de impacto pela aplicação do método proposto na FIGURA 7
D.3.2-	Confecção da carta de impacto

4.1 IDENTIFICAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 Definição da escala de trabalho

A escala de trabalho foi definida em 1:10.000, em função dos materiais cartográficos disponíveis nesta escala (mapas planialtimétrico, geológico e pedológico. Esta escala, para o nível de detalhe desejado e pelo tamanho reduzido das bacias, foi

considerada adequada. Deve também ser lembrado que o nível de percepção de outros trabalhos atualmente em curso na área também se situa nesta escala. Assim busca-se proporcionar uma compatibilidade maior para a integração interdisciplinar dos estudos sobre o Carste Curitibano.

4.1.2 Relação entre solos e geologia

Ao sobrepor o mapa de solos (ANEXO 2) ao geológico (FIGURA 11) e associá-los ao planialtimétrico / geológico (ANEXO 1), todos em escala 1:10.000, as seguintes relações foram observadas:

Os Cambissolos latossólicos álicos (Ca) ocupam as áreas de menores declividades, relevos aplainados, e de menores altitudes da litologia predominantemente de calcário.

As Terras Brunas Roxas Estruturadas eutróficas sempre estão associadas aos diques de diabásio. As unidades Re1, Re2, e Ce apresentam pouca expressão em termos de ocorrência na bacia e estão associadas aos diques de diabásio, compondo-se de solos litólicos e associações de litólicos e cambissolos e vice-versa. Todos os solos têm em comum caráter eutrófico, em decorrência da riqueza em minerais do material de origem.

Os litólicos e cambissolos distróficos (Rd1 e Rd2) refletem litologias mais quartzíticas e os hidromórficos (Hg) ocupam fundo de dolinas e de vales cársticos.

4.1.3 Caracterização física das bacias de Fervida e de Ribeirão das Onças

A área total da bacia constitui a área de drenagem superficial, que obtida com auxílio de planímetro digital totaliza 13,153 km² para Fervida e 3,531 km² para Ribeirão das Onças. Esta superfície difere um pouco daquela obtida pela EMATER, pois o delineamento dos limites das bacias não coincide em certos divisores d'água que não sendo muito nítidos, podem induzir a erros de interpretação. A visualização destas bacias pode ser feita no ANEXO 1.

A caracterização física das bacias foi feita de forma individual para cada bacia a título de comparação, e seguindo método proposto por VILLELA & MATTOS (1975). Este método contém as fórmulas utilizadas nesta caracterização física.

4.1.3.1 Forma de bacia

A forma da bacia constitui um fator importante para se estimar o tempo de concentração, ou seja o tempo necessário para que a água precipitada nos limites da bacia atinja a saída ou exutório da mesma. Para tanto dois coeficientes foram obtidos: o coeficiente de compacidade e o fator de forma. O coeficiente da compacidade (Kc) é obtido pela seguinte fórmula: $Kc = 0,28 \cdot P/\sqrt{A}$ (0,28 x perímetro da bacia / raiz da área da bacia).

O fator de forma (Kf), pode ser obtido pela fórmula: $Kf = A / L^2$ (Área / comprimento da bacia ao quadrado). O comprimento da bacia, bem como seu perímetro foram totalizados com auxílio do curvímetro.

Quanto à forma da bacia, o coeficiente de compacidade para a bacia de Fervida foi de 1,28 e para a de Ribeirão das Onças 1,44. Quanto ao fator de forma, para a bacia de Fervida foi encontrado o valor de 0,26 e para Ribeirão das Onças 0,46.

Assim, pela análise do coeficiente de compacidade, a bacia de Fervida apresenta uma maior regularidade que a bacia de Ribeirão das Onças, estando portanto mais sujeita à enchentes.

Pela análise do fator de forma, a bacia de Fervida é considerada pouco sujeita às enchentes relativamente ao Ribeirão das Onças.

4.1.3.2 Sistema de drenagem

O estudo do sistema de drenagem indica a maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica, para isto algumas informações foram obtidas, tais como: ordem dos cursos d'água, densidade de drenagem, extensão média do escoamento superficial e sinuosidade do curso d'água.

A ordem dos cursos d'água mostra a extensão da ramificação da bacia, no caso das Bacia de Fervida e Ribeirão das Onças os rios principais atingem a quarta ordem.

A densidade de drenagem (Dd) indica o grau de desenvolvimento dos cursos d'água, sendo obtido pela fórmula $Dd = L/A$ (Comprimento dos cursos d'água / área da bacia). O comprimento dos cursos d'água foi obtido com auxílio do curvímetro.

Para a bacia de Fervida, o valor de $0,87 \text{ km/km}^2$, indica uma bacia com drenagem relativamente pobre, o mesmo ocorrendo com a bacia de Ribeirão das Onças ($0,76 \text{ km/km}^2$).

A extensão média do escoamento superficial (l), constitui uma indicação da distância média do escoamento superficial, sendo obtido pela fórmula: $l = A/4L$ (Área / 4 vezes o comprimento do curso d'água principal).

A distância média de escoamento, para a bacia de Fervida, é de 0,456 km, para a Bacia de Ribeirão das Onças 0,32 km. Isto significa que em média a água se desloca 456 m para atingir o leito do rio principal na bacia de Fervida e 320 m no caso da de Ribeirão das Onças, o que pode melhorar as chances para a infiltração no solo em Fervida.

4.1.3.3 Características de relevo da bacia

As características do relevo são importantes não somente devido a condicionarem a velocidade de escoamento superficial, através da declividade da bacia e do diferencial de energia gravitacional, bem como pela influência da altitude na temperatura, precipitação e evapotranspiração.

A declividade de uma bacia se relaciona com o escoamento superficial, e com a maior ou menor chance de infiltração e susceptibilidade de erosão.

Para a obtenção da declividade foi utilizado o método das quadrículas associadas a um vetor. Neste método, determina-se a distribuição percentual das declividades dos terrenos por meio de uma amostragem estatística de declividades normais às curvas de nível em um grande número de pontos na bacia. Estes pontos foram locados no mapa topográfico em escala 1:10.000, na qual foi colocado um quadriculado de 1,5 cm de lado (150 m de terreno), e em cada um dos 495 (para Fervida) e 105 (para Ribeirão das Onças) pontos de interseção realizou-se uma determinação de declividade.

Após, obteve-se uma série de valores que estão apresentados nas TABELAS 5 e 6. As FIGURAS 17 e 18, apresentam as curvas de distribuição de declividades das bacias obtidas com valores das tabelas referidas, plotando-se as declividades (limites inferiores), coluna 1, em função das porcentagens acumuladas, coluna 4. A declividade média foi encontrada dividindo-se o somatório da coluna 6 pelo número total de ocorrência, representada pelo somatório da coluna 2.

TABELA 5: DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES PARA A BACIA DE FERVIDA

1	2	3	4	5	6
Declividade em m/m	Número de ocorrência	Porcentagem total	Porcentagem acumulada	Declividade média do intervalo*	Coluna 2 x coluna 5
0,000 - 0,049	82	16,56	99,99	0,0245	2,01
0,050 - 0,099	64	12,93	83,43	0,0745	4,77
0,100 - 0,149	87	17,57	70,5	0,1245	10,83
0,150 - 0,199	76	15,35	52,93	0,1745	13,26
0,200 - 0,299	108	21,82	37,58	0,2495	26,95
0,300 - 0,500	78	15,76	15,76	0,4	31,2
	495	99,99			89,02

* em metros / metros

Declividade média de Fervida: $89,02 / 495 = 0,1798$ m/m

Quadrícula= 1,5 km de lado

Mapa: Projeto Karst / escala 1:10.000

FIGURA 17: CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES DE FERVIDA

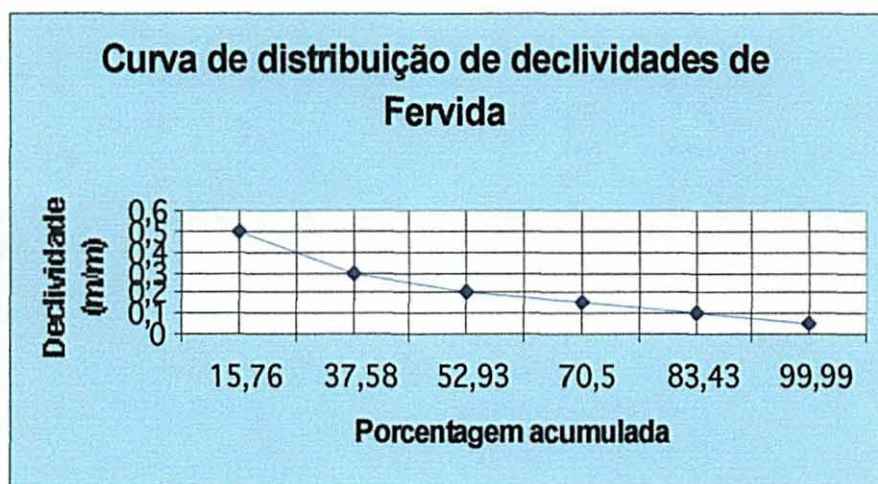


TABELA 6: DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES PARA A BACIA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS

1	2	3	4	5	6
Declividade em m/m	Número de ocorrência	Porcentagem total	Porcentagem acumulada	Declividade média do intervalo*	Coluna 2 x coluna 5
0,000 - 0,049	0	0	99,98	0,0245	0
0,050 - 0,099	21	20,4	99,98	0,0745	1,56
0,100 - 0,149	16	15,5	79,59	0,1245	1,99
0,150 - 0,199	17	16,5	64,04	0,1745	2,96
0,200 - 0,299	27	26,2	47,57	0,2495	6,73
0,300 - 0,500	22	20,35	21,36	0,4	8,8
	103				22,0

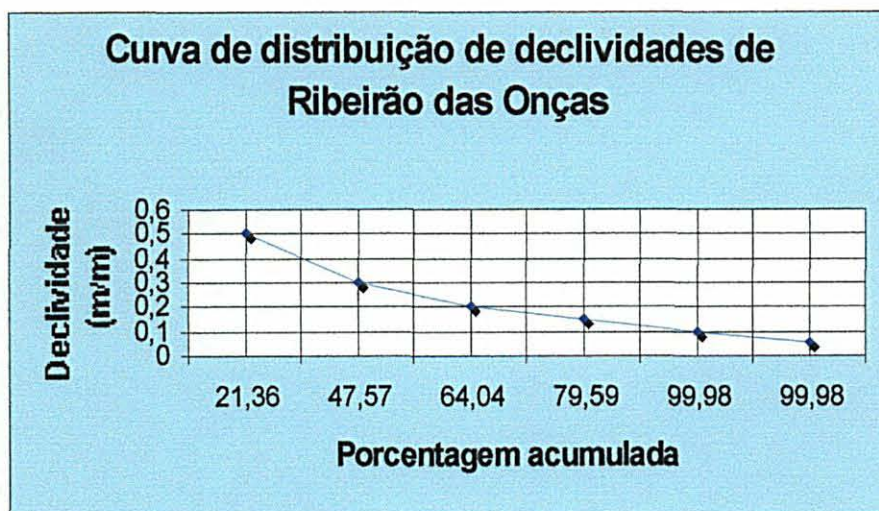
*em metros / metros

Declividade média de Ribeirão das Onças = $22,04 / 103 = 0,2139 \text{ m/m}$

Quadrícula = 1,5 km de lado

Mapa: Projeto Karst / escala 1:10.000

FIGURA 18: CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DE DECLIVIDADES DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS



A declividade média dos terrenos da bacia de Fervida é de 0,1798 m/m (ou 18 %) e 0,2139 m/m (ou 21%) para bacia de Ribeirão das Onças como mostram as TABELAs 5 e 6.

Pelo gráfico de distribuição de declividade podemos constatar que aproximadamente 50% da porcentagem acumulada (declividade média) da área, ocorre em intervalos de declividade abaixo de 20 % e 30% respectivamente para as bacias de Fervida e Ribeirão das Onças.

A **curva hipsométrica** constitui-se na representação gráfica do relevo da bacia com referência ao nível médio do mar. Obteve-se a curva hipsométrica da mesma forma que obteve-se a declividade da bacia. As tabelas 7 e 8 apresentam os passos utilizados para a confecção das curvas hipsométricas, as quais estão representadas nas FIGURAS 19 e 20.

TABELA 7: CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE FERVIDA

1	2	3	4	5	6	7
Cotas	Ponto médio (m)	Área (m ²)	Área acumulada (m ²)	%	% acumulada	col. 2 x col. 3
1075-1060	1.065	67,68	67,68	0,5	0,5	72.079,2
1060 - 1045	1.050	22,56	90,24	0,17	0,67	23.688
1045 -1030	1.035	270,73	360,97	2,06	2,73	280.205,55
1.030 - 1.015	1.020	609,13	970,1	4,63	7,36	621.312,6
1.015 - 1.000	1.005	1.037,8	2.007,9	7,89	15,25	1.042.989
1.000 - 985	990	2.030,5	4.038,4	15,44	30,69	2.010.145,5
985 - 970	975	2.797,7	6.836,1	21,27	51,96	2.727.611,2
970 - 955	960	3.045,7	9.881,8	23,16	75,12	2.923.891,2
955 - 940	945	1.782,3	11.664,1	13,55	86,67	1.684.273,5
940 - 925	930	1.263,39	12.927,49	9,61	98,28	1.174.952,7
925 -910	915	225,6	13.153,09	1,7	99,98	206.424
						12.767.572

$$E = 127.675,72 / 13.152,91 = 971\text{m}$$

FIGURA 19: CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE FERVIDA

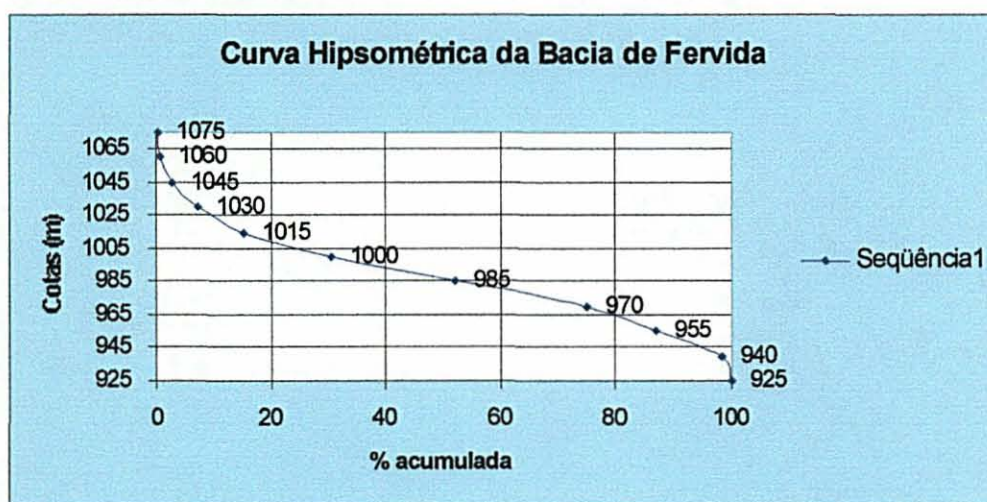
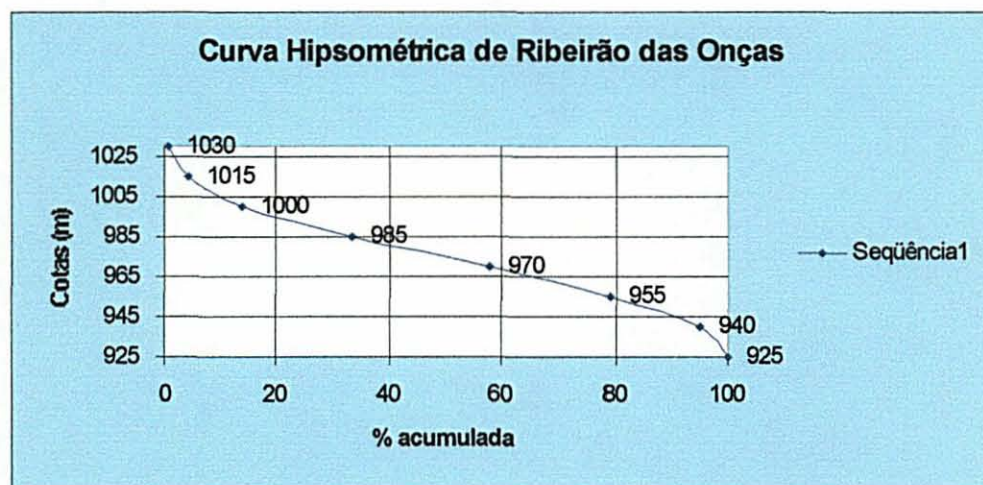


TABELA 8: CURVA HIPSOMÉTRICA DA BACIA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS

1	2	3	4	5	6	7
Cotas	Ponto médio (m)	Área (m ²)	Área acumulada (m ²)	%	% acumulada	col. 2 x col. 3
1.015 - 1.030	1.020	22,21	22,1	0,63	0,63	22.765,25
1.015 - 1.000	1.005	133,24	155,45	3,77	4,399	133.906,2
1.000 - 985	990	333,11	488,56	9,43	13,829	329.778,9
985 - 970	975	688,43	1.176,99	19,49	33,319	671.219,25
970 - 955	960	866,09	2.043,08	24,53	57,849	831.446,4
955 - 940	945	755,06	2.798,14	21,38	79,229	713.531,7
940 - 925	930	555,06	3.353,2	15,72	94,949	516.326,7
925 - 910	915	177,66	3.530,86	5,03	99,979	162.558,9
						3.381.533,3

$$E = 3.381.533,3 / 3.530,66 = 957,7m$$

FIGURA 20: CURVA HIPSOMÉTRICA DE RIBEIRÃO DAS ONÇAS



A elevação média da bacia (E) consiste em importante informação sobre as perdas de água por evaporação e transpiração, uma vez que temperatura e altitude se relacionam, e assim possuem influência sobre o deflúvio médio. Determinou-se pela fórmula: $E = \text{somatório e.a} / A$, onde e = elevação média entre duas curvas de níveis

consecutivas, a = área entre curvas de níveis e A = a área total da bacia. Para a bacia de Fervida, a elevação média foi de 971 m e para Ribeirão das Onças, 958 metros, sendo que a altitude máxima, considerando as duas bacias é de 1058m e a mínima de 916m.

Quanto ao perfil longitudinal, como a velocidade de escoamento de um rio depende da declividade dos canais fluviais, a determinação da declividade do álveo é um fator importante para estimar a velocidade de escoamento e o hidrograma das enchentes. Para obter a declividade do curso d'água principal, dividiu-se a diferença total de elevação do leito pela extensão horizontal do curso d'água. A TABELA 9 apresenta a declividade nas diferentes cotas percorridas pelo rio Fervida e a TABELA 10, do Ribeirão das Onças.

Quanto à declividade do rio principal (declividade do álveo), esta depende da declividade dos seus canais fluviais. Para a Bacia de Fervida, a declividade entre a foz e a nascente (S1) é baixa considerando a proximidade das cabeceiras, situando-se em torno de 0,010 m/m para o Rio Fervida e 0,021 m/m para o Ribeirão das Onças. As FIGURAS 21 e 22 mostram o perfis longitudinais dos dois rios.

TABELA 9: PERFIL LONGITUDINAL DO RIO FERVIDA

Cotas	Distância	Distância	Distância
(m)	(m)	(km)	Acumulada (km)
915	1500	1,5	1,5
920	40	0,04	1,54
925	50	0,05	1,59
930	1100	1,1	2,69
935	2000	2,0	4,69
940	650	0,65	5,34
945	450	0,45	5,79
950	400	0,4	6,19
955	300	0,3	6,49
960	100	0,1	6,59
965	120	0,12	6,71
970	100	0,1	6,81
975	50	0,05	6,86
980	70	0,07	6,93
985	90	0,09	7,02
990	40	0,04	7,06
	7.060	7,06	

FIGURA 21: PERFIL LONGITUDINAL DO RIO FERVIDA

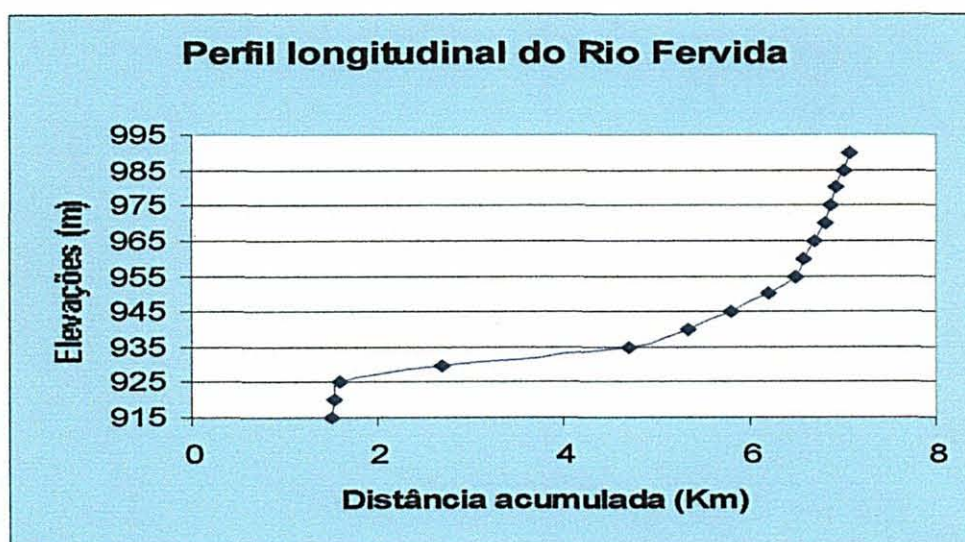
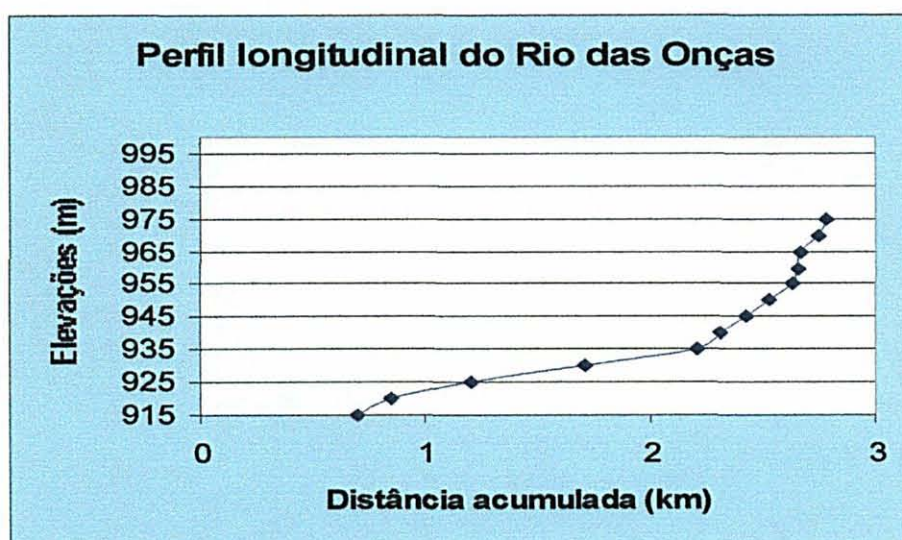


TABELA 10: PERFIL LONGITUDINAL DO RIBEIRÃO DAS ONÇAS

Cotas (m)	Distância (m)	Distância (km)	Distância Acumulada (km)
915	700	0,7	
920	150	0,15	0,85
925	360	0,36	1,21
930	500	0,5	1,71
935	500	0,5	2,21
940	100	0,1	2,31
945	120	0,12	2,43
950	100	0,10	2,53
955	100	0,10	2,63
960	20	0,002	2,65
965	20	0,002	2,67
970	80	0,008	2,75
975	30	0,003	2,78
	2.780	2,78	

FIGURA 22: PERFIL LONGITUDINAL DO RIBEIRÃO DAS ONÇAS



4.1.5 Cobertura vegetal e uso atual das terras

A carta de uso e ocupação das terras foi confeccionada a partir de fotos aéreas em escala de 1:60.000, de maio de 1996, ampliadas em uma só foto, a qual resultou numa escala de aproximadamente 1:8.000.

Após a delimitação das diferentes tipologias presentes, houve necessidade de um ajuste da escala original para 1:10.000. Este ajuste foi manual e feito sobre fotocópia em papel vegetal do mapa planialtimétrico, numa mesa de luz.

As diferentes feições delimitadas na foto, resultaram em 9 diferentes tipologias, as quais depois de definidas em fotos aéreas foram verificadas em campo e podem ser visualizadas na TABELA 11.

As duas bacias foram analisadas de forma conjunta e não individualmente, como na análise física. Na FIGURA 23, que apresenta a carta de uso e ocupação da terra podemos visualizar as diferentes unidades encontradas.

TABELA 11: TIPOLOGIAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA PRESENTES NA ÁREA

Tipologias	Uso e ocupação da terra
1	Áreas florestais
2	Áreas de agricultura
3	Áreas de bracatinga
4	Áreas de reflorestamento
5	Araucárias com gramíneas
6	Áreas de sucessão florestal
7	Áreas de pastagem
8	Áreas de mineração
9	Áreas de habitação

De acordo com a classificação da Vegetação brasileira, adotado por VELOSO (1991), podemos dividir as áreas que apresentam cobertura vegetal em várias tipologias:

As áreas florestais compreendem fragmentos florestais da Floresta Ombrófila Mista associados à florestas secundárias de 5ª fase sucessional. Esta fase se refere à mesofanerófitos que ultrapassam 15 metros de altura, sendo um estágio eminentemente lenhoso, sem plantas emergentes, mas bastante uniforme quanto à altura de seus elementos.

Dentro do uso da terra destinado à agropecuária temos locais onde se pratica a agricultura e outros onde se pratica a pecuária. Áreas de agricultura compreendem as áreas de cultivo de hortaliças e também de culturas secundárias como as de milho. Terras em pousio, freqüentemente ao lado de áreas cultivadas também foram incorporadas nesta tipologia. Também nesta tipologia estão incluídas áreas de culturas permanentes tais como frutíferas.

As áreas de pastagens correspondem às áreas com dominância de gramíneas, podendo se constituir tanto pastagens, como glebas de pousio. Em geral, foram considerados no tipo pastagem glebas maiores e isoladas, enquanto que áreas menores associadas à cultivos foram consideradas como áreas agrícolas. Uma melhor distinção entre estas duas classes poderá ser levantada em trabalhos de campo posteriores, consultando os proprietários sobre o futuro destas áreas e também trabalhando com fotos mais atualizadas.

Foram consideradas as áreas de reflorestamento de bracatinga (*Mimosa scabrella*), somente áreas onde o reflorestamento se compunha desta única espécie. Quando havia a ocorrência de outras espécies de alto porte, a área era considerada como sendo florestal (tipo 1).

O reflorestamento de *Pinus sp* ocupam pequenas áreas da bacia e se apresentam geralmente em pequenos talhões.

Outra área destacada foi a de gramíneas baixas associadas a presença do Pinheiro do Paraná (*Araucária angustifolia*), assemelhando-se à uma "Estepe parque".

Áreas de sucessão florestal compreendendo a sucessão 2ª, 3ª, 4ª, também foram identificadas de forma conjunta, isto é não discriminada. A fase segunda de sucessão natural, é denominada popularmente de "capoeirinha". A fase terceira, apresenta uma vegetação mais desenvolvida, dominada pelo gênero *Baccharis*, denominada popularmente de "capoeira rala", apresentando nanofanerófitos de até 3 metros de altura. A fase quarta é dominada por microfanerófitos de até 5 metros, denominada popularmente de "capoeira".

As áreas de mineração ocupam áreas dispersas na bacia. Nas fotografias aéreas, podemos verificar este tipo de ocupação como manchas brancas, isoladas umas das outras.

Quanto às áreas de habitações, correspondem as áreas concentradas das residências dos agricultores. Na área de estudo, um padrão de ocupação típico constitui no posicionamento das residências dos agricultores ao lado das vias de transportes e de forma geral muito próximas uma residência da outra, formando agrupamentos de casas. Residências isoladas não foram consideradas, devido ao fato de constituírem representações pontuais.

Das diferentes tipologias encontradas, três foram planimetradas: áreas florestais, áreas de agricultura e reflorestamento de bracatinga. Estas áreas foram priorizadas para a planimetria, não somente devido representarem maior parte da área (83,7%), mas também pelo interesse do trabalho se concentrar nas áreas que produzem impacto, caso das áreas agrícolas, e das que representam um risco nulo em termos de contaminação de nitrogênio, caso das áreas florestais e reflorestamentos de bracatinga. As áreas cobertas

de florestas são importantes não somente por constituírem áreas sem risco de poluição mas também devido a serem áreas passíveis de mudança de uso e ocupação da terra, caso do reflorestamento de bracatinga, para outro, como de agricultura, o que poderia acentuar o risco de poluição do aquífero.

As áreas de pastagens, com exceção de uma propriedade, abrigam poucos animais, geralmente de trabalho ou de utilização e consumos próprios, caso de cavalos, vacas, etc.

A TABELA 12 mostra a área em hectare, em km² e a representação em porcentagem com relação à área total destas 3 tipologias. A FIGURA 24 apresenta a distribuição espacial, em porcentagem, das tipologias apresentadas. A FIGURA 25 ilustra uma distribuição típica entre diversos usos da terra encontrada na região de estudo.

TABELA 12: DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE ACORDO COM AS TIPOLOGIAS PRESENTES NA ÁREA.

Tipologias	Uso da terra	Área em hectare	Área em km ²	% da área total
1	Áreas florestais	643,8	6,44	38,6
2	Áreas agrícolas	460	4,60	27,5
3	Áreas de bracatinga	271,3	2,71	16,3
4,5,6,7,8 e 9	outros	293,3	2,93	17,6
total		1.668	16,68	100

Pode-se notar a grande porcentagem de áreas florestais, incluindo reflorestamentos de bracatinga presentes na região (aproximadamente 45% em relação ao total). Estas áreas além de apresentarem um significado ecológico e paisagístico, representam áreas onde a poluição por nitrogênio é insignificante e, ao mesmo tempo, áreas passíveis de serem desmatadas e transformadas em áreas agrícolas

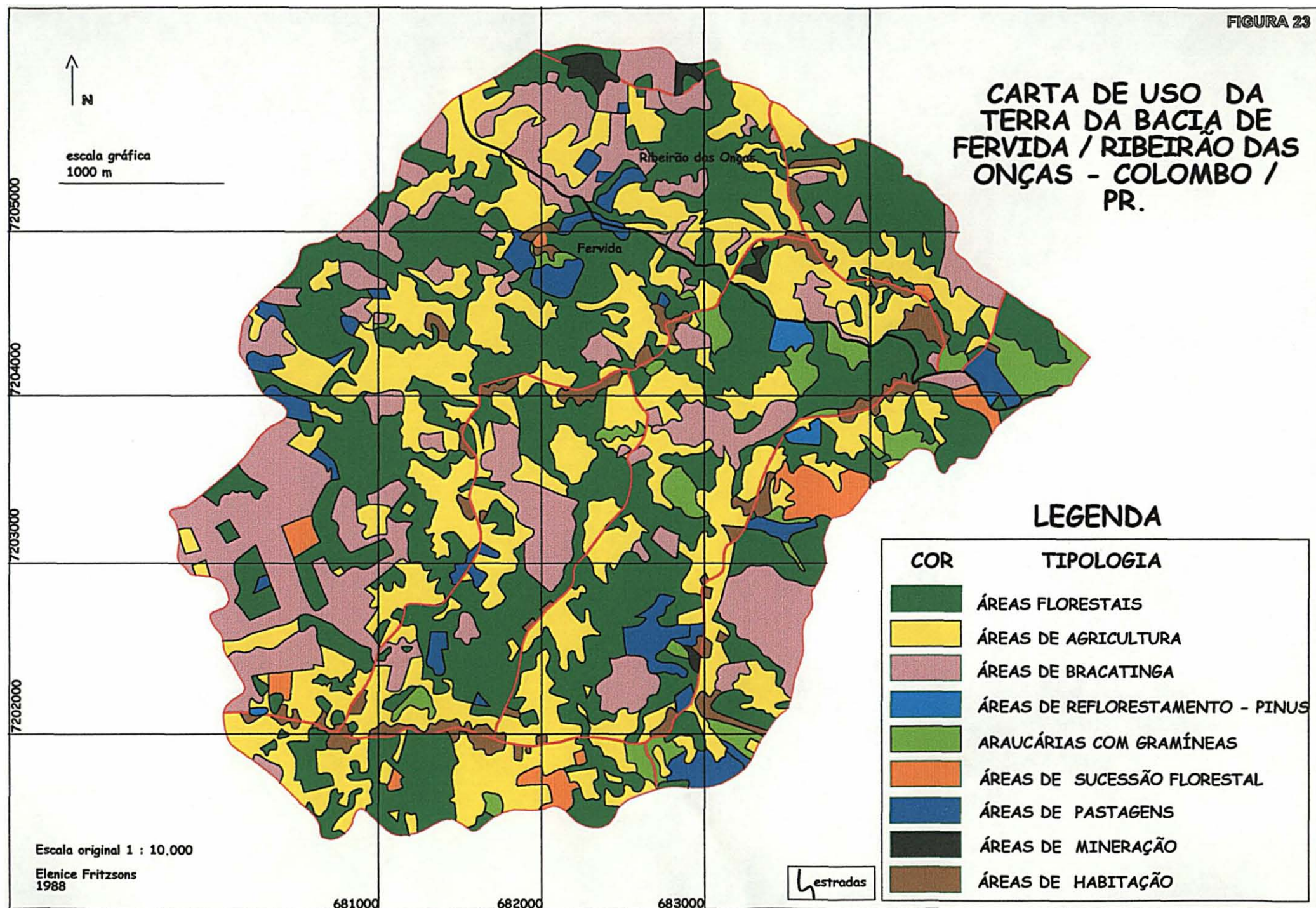


FIGURA 24: DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

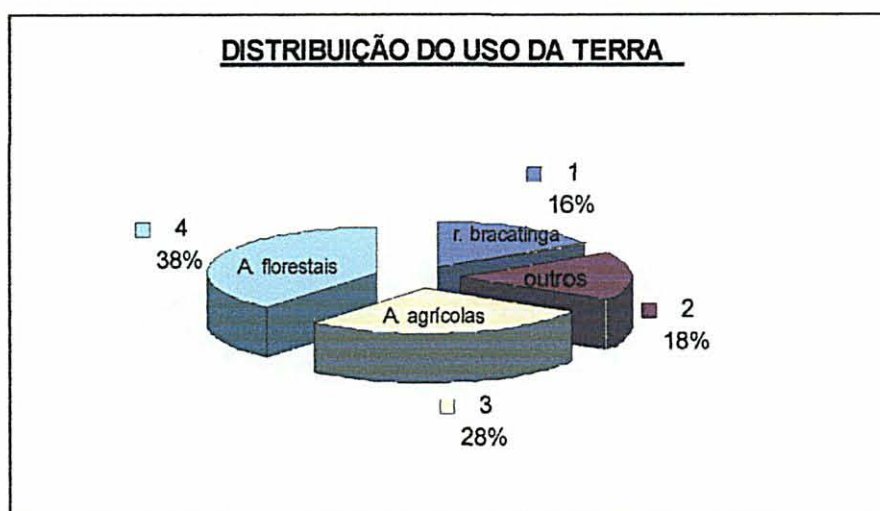
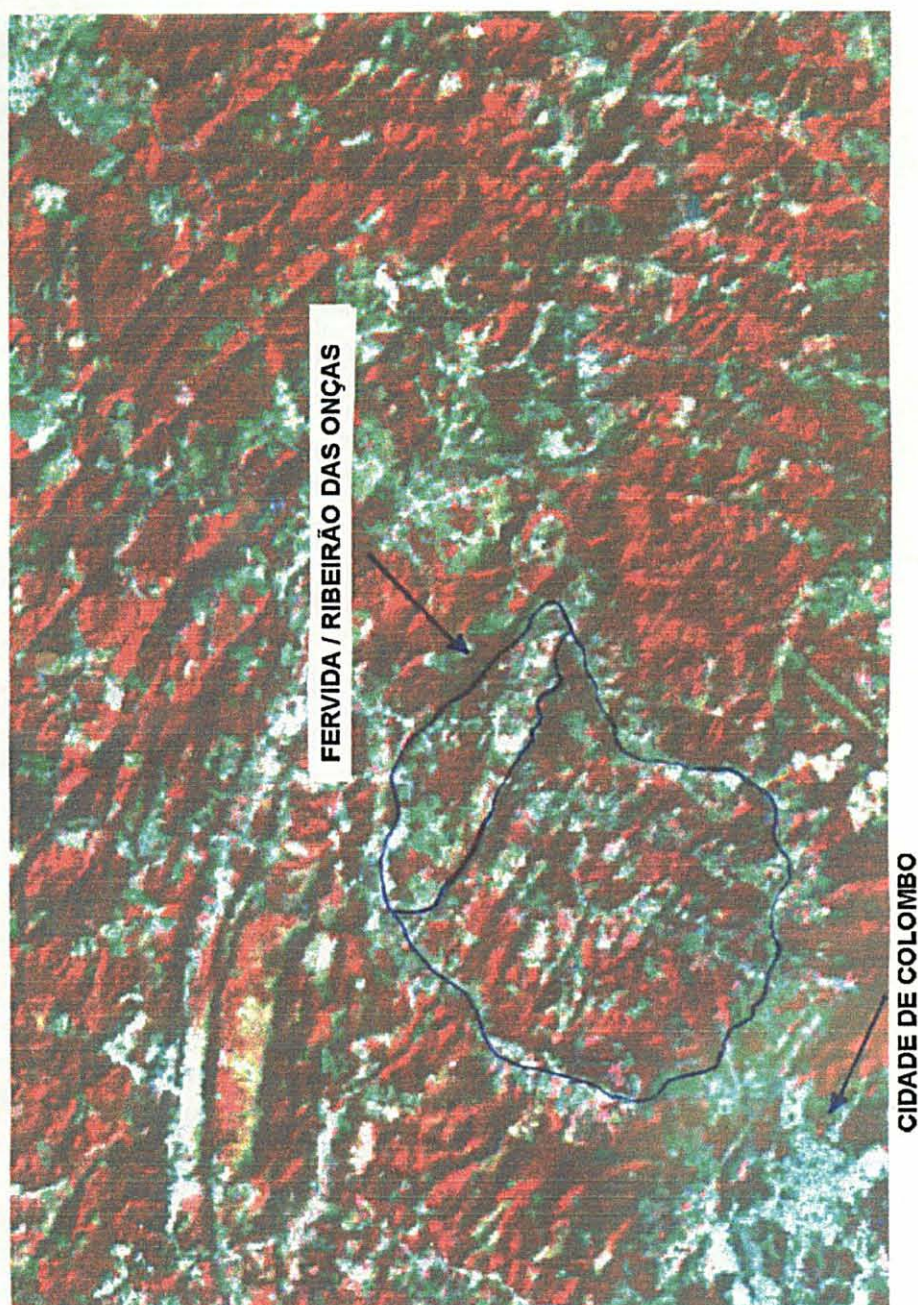


FIGURA 25: FOTO ILUSTRATIVA DO USO DAS TERRAS NAS BACIAS DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS



A imagem de satélite da FIGURA 26 evidencia estas áreas florestais (em vermelho).

FIGURA 26: IMAGEM DE SATÉLITE DA REGIÃO DE ESTUDO *



- Imagem LANDSAT TM 5 de julho 1996 em composição RGB dos canais 4R 3G 2B, em vermelho tem-se a vegetação verde no instante do imageamento, correspondendo às formações arbóreas e arbustivas perenifólias. Campos e glebas aradas para cultivo assim como pedreiras e áreas urbanas apresentam tons claros verde-azulados.

4.1.6 Estimativa do número de habitantes da área de estudo

O número de habitantes das bacias de Fervida e Ribeirão das Onças não é conhecido oficialmente, bem como o número de pessoas que trabalham e portanto transitam na área. Assim procurou-se obter uma estimativa deste número para fins de cálculo de efluentes domésticos gerados.

Para isto foi realizada a contagem do número de construções rurais com o auxílio de uma binocular de aumento de 8x, em fotos-áreas em escala de 1: 60.000, de maio de 1996, ampliadas em uma só foto de aproximadamente 1: 8.000.

O número de construções rurais encontrado foi de 408. Neste número, estão incluídos as casas dos agricultores, celeiros, garagens, galpões, igreja, escolas, ou seja locais de habitação e outros de passagem ou de armazenamento. Estes últimos não foram isolados pela impossibilidade visual de separação. O mesmo ocorreu com construções contíguas (casa e garagem, casa geminada, casa e celeiro, etc.) as quais foram contadas uma só vez.

Supondo-se uma média de 3 pessoas em cada habitação, pode-se estimar em 1.200 os habitantes permanentes nas bacias de Fervida e Ribeirão das Onças.

A estimativa de 3 habitantes por construção é baixa, principalmente tratando-se de zona rural, mas procurou-se com isto uma compensação pelas construções não utilizadas para habitação, caso de galpões, celeiros, etc. Na região não é comum a presença de casas abandonadas.

Deve-se considerar que propriedades com maior número de construções rurais habitualmente se empregam mão de obra externa que permanece parte do dia na bacia.

4.2 AVALIAÇÃO DO PELO MÉTODO TROPMAIR

4.2.1 Avaliação do risco de acordo com a FIGURA 5

Assim, seguindo o esquema da FIGURA 5 avaliou-se o risco para a área de estudo, ou seja a interação entre uso da terra e contaminação.

Para a bacia em estudo, o impacto se refere à atividade agrícola, mais especificamente ao cultivo de hortaliças, de forma altamente tecnificada, com forte utilização de insumos. Assim optou-se por atribuir o valor referente à monocultura intensiva (0,9) por considerar a aproximação mais fidedigna do modelo proposto.

O nitrogênio pode ser considerado um elemento de toxicidade média, dependendo da sua concentração (0.3), mas de alta solubilidade (0.9), sendo sua aplicação freqüente (0.6). O somatório de todos os valores resultam em 2.7, o que configura um índice de risco alto, de acordo com o método.

4.2.2 Discriminação das áreas poluentes

Com a carta de uso e ocupação da terra já obtida, separaram-se as unidades onde havia potencial incidência de poluição. As tipologias discriminadas foram as "áreas agrícolas" e "áreas de habitações".

Na tipologia "áreas de habitações" foram consideradas apenas agrupamentos de construções.

4.2.3 Estimativa da quantidade de nitrogênio introduzido no ambiente pela atividade agrícola

Com as informações do levantamento cadastral de 28 produtores realizado pela EMATER-PR nas bacias de Fervida e Ribeirão das Onças, foi confeccionada uma tabela com objetivo de estimar a entrada efetiva de nitrogênio no ambiente. Para isto considerou-se a entrada de nitrogênio via adubação química e orgânica e a saída via extração do elemento pelas plantas, o valor resultante foi considerado excedente e este foi estimado em kg/ha/ano. Esta tabela está presente no ANEXO 3.

Os produtores de números de 1 a 20 pertencem à microbacia de Fervida e de 21 a 28 à microbacia de Ribeirão das Onças.

A seguir, o significado de cada coluna da tabela presente no ANEXO 3:

- a coluna 1 apresenta a relação das culturas plantadas pelos agricultores num ano de cultivo.
- a coluna 2, o número de vezes que a cultura é plantada durante um ano.
- as colunas 3 e 4 a formulação de NPK utilizada e a quantidade de adubo por hectare (Kg/ha/ano) respectivamente.
- na coluna 5, a quantidade relativa de nitrogênio aplicado por hectare, considerando a porcentagem do mesmo na formulação, i. e., a quantidade aplicada e o número de aplicações por ano em cada cultura. Por exemplo, o produtor 1 cultiva abobrinha 2 vezes ao ano e utiliza 400 kg / ha da formulação NPK 4-14-8. Assim, coloca 2 vezes 16 kg de nitrogênio no solo, ou seja 32 kg/ha/ano, na cultura da abobrinha.
- a coluna 6 contém, a quantidade de adubo orgânico adicionado ao solo.
- na coluna 7, a quantidade de nitrogênio proveniente do adubo orgânico aplicado, considerando que o esterco de galinha utilizado contém 3% de nitrogênio e 70% de

matéria seca, conforme bibliografia consultada (COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO, 1997). Uma observação importante é a de que o nitrogênio orgânico não se disponibiliza prontamente, como já citado em referencia bibliográfica anterior, sendo parte disponibilizada no primeiro ano da aplicação e parte no segundo e terceiro ano. Como a aplicação de adubo orgânico ocorre todos os anos, considerou-se 100% de disponibilidade.

- a coluna 8, apresenta o nitrogênio total adicionado ao solo, considerando o nitrogênio proveniente do fertilizante e o proveniente do material orgânico (o somatório da coluna 5 com a coluna 7).

- a coluna 9 apresenta a produtividade (produção por hectare) de cada cultura, baseado nas informações cadastrais de cada produtor.

- a coluna 10 apresenta a extração em kg/ha ou unidade /ha, de cada cultura, baseado em informações de literatura.

Para calcular a exportação de nitrogênio pelas plantas, foi necessário discriminar a extração em nitrogênio de cada cultura. Sabe-se que a extração varia de acordo com o clima, solo, fertilizantes variedades, sistemas de cultivo, etc. Assim, procurou-se obter dados de literatura que expressassem, na medida do possível, um valor médio de extração. Os valores encontrados para a extração das diversas hortaliças, em gramas por quilo ou em gramas por unidade, bem como as fontes consultadas, podem ser encontradas na TABELA 13.

Assumiu-se o valor de extração da couve-chinesa como sendo o mesmo do repolho devido à falta de dados de informação de extração desta cultura. O mesmo ocorreu com o índice de extração da escarola, igual à da alface devido à falta de informação da mesma. Procurou-se portanto a substituição da falta de informações sobre

determinadas culturas por representantes da mesma família e que possuíssem o mesmo porte.

- a coluna 11 apresenta a quantidade de nitrogênio total exportado via cultura, considerando a produtividade de cada produtor e número de culturas ao ano. Exemplificando: o produtor no 1 cultiva tomate uma vez ao ano e sua produtividade é de 57,2 ton/ha. Sabendo-se que o tomate exporta 2,29 gramas de nitrogênio por quilo de tomate produzido, teremos um total de 131 quilos de nitrogênio extraído por hectare.

- a coluna 12a apresenta o montante de nitrogênio potencialmente disponível para a lixiviação em kg/ha. (diferença entre a coluna 8 e a 11) para cada cultura. A coluna 12b apresenta a média por produtor da coluna 12a.

A diferença entre o nitrogênio adicionado via fertilizantes químicos e orgânicos e a extração pelas culturas representa um montante de nitrogênio que poderá sofrer percolação, imobilização, perdas gasosas e erosão, juntamente com sedimentos, como já referenciado na TABELA 1.

- a coluna 13 apresenta a área cultivada de cada hortaliça, por produtor.

- a coluna 14, totaliza o excedente "real" em nitrogênio, considerando a área cultivada de cada cultura (coluna 12a multiplicado por coluna 13). Este cálculo de nitrogênio "real" é muito importante pois muitas vezes as áreas de cada cultura são muito pequenas e transformando todas as áreas em hectares, poderíamos super dimensionar a quantidade de nitrogênio excedente.

- na coluna 15, a área total necessária para o cultivo, fornecida via levantamento cadastral, considerando a área de pousio. Esta consideração também é importante devido ao fato de os agricultores realizarem normalmente a prática do pousio. Considerou-se

também como área necessária para o cultivo as áreas arrendadas pelos produtores para complementarem as suas próprias.

- na coluna 16, o excedente médio em nitrogênio produzido por produtor, nas diversas culturas plantadas por ano, ou seja, o somatório do excedente (coluna 14) dividido pela área total necessária para o cultivo (coluna 15).

TABELA 13: QUANTIDADE DE NITROGÊNIO EXTRAÍDO PELAS CULTURAS

Alface	0.43 g/un. (1)	Beterraba	3.3 g/kg (2)
Espinafre	4.94 g/kg (5)	Pepino	2.6 g/kg (3)
Pimentão	2.55 g/kg (2)	Chuchu	1.1 g/kg (3)
Couve flor	2.72 g/un. (2)	Brócolo	5 g/kg (3)
Tomate	2.29 g/kg. (2)	Rabanete	1.3 g/kg (3)
Abobrinha	4.1 g/kg (3)	Feijão vagem	2.5 g/kg (3)
Cenoura	5 g/kg (4)	Berinjela	4.45 g/kg (3)
Videira	2.2 g/kg (3)	Escarola	0.43 g/un. (1)
Couve chinesa	2.46 g/un. (6)		

FONTE: (1) FILGUEIRA, 1981; (2) MALAVOLTA, 1974; (3) MALAVOLTA, 1987; (4) TRANI et al.(1993); FERREIRA & CASTELLANE, 1993; (5) THE FERTILIZER INSTITUTE, 1976; (6) KIMOTO, T. (1993).

4.2.3.1 Universo de amostragem e porcentagem de erro

Tendo em vista que o número de produtores amostrados pela EMATER para a área em estudo é reduzido, foi necessário verificar a eficiência desta amostragem em função do que seria um número ideal de participantes ou tamanho da amostra. Assim, aplicou-se o teste de Student, sendo a fórmula utilizada a seguinte:

$$n = \delta^2 \cdot t^2 / \epsilon^2$$

onde: n= tamanho da amostra

δ = variância

t = valor tabelado

ε = erro admissível

Estimou-se uma porcentagem de erro de 20 a 30 % e procurou-se verificar se nesta margem de erro o universo de amostra foi suficiente. Foi calculado a variância para as colunas escolhidas. Optou-se por trabalhar com 4 colunas, as quais tem em comum o fato de apresentarem valores resultantes em termos de excedente em nitrogênio, seja em kg/ha (coluna 12a), ou uma média em kg/ha por produtor (12b), ou então o excedente considerando a área cultivada de cada cultura (14), ou ainda o excedente considerando não somente a área cultivada mas também as áreas de pousio (16).

4.2.4 Estimativa do nitrogênio introduzido via efluentes domésticos

Sabendo-se que em média uma pessoa elimina 13,2 g de nitrogênio ao dia, entre urina e fezes, conforme informação de literatura, podemos estimar o montante da entrada de nitrogênio produzido pela população estimada de Fervida e Ribeirão das Onças.

Pela análise das fotos aéreas estimou-se uma população de aproximadamente 1.200 habitantes o que produziria uma carga anual de 5.781,6 kg de nitrogênio.

4.2.5 Valoração da carta de uso e ocupação da terra

Considerou-se como impactantes as áreas de agricultura e as áreas de habitação. Destas um menor peso foi dado à primeira (peso 2) e um maior à segunda (peso 3). As

demais áreas foram consideradas tendo um peso nulo quanto à poluição por nitrato. A TABELA 14 ilustra a distribuição dos pesos referentes às tipologias mencionadas.

TABELA 14: PESOS CONFERIDOS AO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

CLASSE	TIPOLOGIA	PESO
2	Áreas de agricultura	2
9	Áreas de habitação	3
1, e de 3 a 8	Outras áreas	0

4.3 AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE

4.3.1 Avaliação da vulnerabilidade pelo método TROPMAIR

Para avaliar de uma forma geral a vulnerabilidade da bacia, utilizou-se o método de TROPMAIR, apresentado na FIGURA 6.

Devido à maior fragilidade do sistema ocorrer em litologia de calcário, comparada à quartzito associado à filito e xistos e aos diques de diabásio, a avaliação geral será feita para calcário. Outro motivo é o de não existirem informações sobre a profundidade do sistema freático nas áreas de quartzito e filito o que impossibilita a utilização deste método de avaliação. A profundidade do sistema freático nas áreas de calcário foi observada quando das perfurações dos poços e de acordo com a informação verbal do geólogo Eduardo Hindi (*), do Laboratório de Hidrogeologia da UFPR, esta varia de 2 a 8 metros.

* HINDI, EDUARDO Informação verbal, 1998

Assim, o aquífero em questão é semi confinado (0,3), de calcário (0,9) e de profundidade do sistema freático equivalente à classe 0,8.

Quanto ao excedente de água da área de estudo, conforme já visto, aproxima-se de 900 mm (1,0).

O somatório de todos estes índices resulta em 3,0, configurando um risco alto a muito alto para as áreas de calcário.

4.3.2 Identificação e valoração dos fatores a serem utilizados para confecção da carta de vulnerabilidade

A vulnerabilidade foi avaliada no âmbito da geologia e da pedologia. Foram conferidos pesos aos atributos do solo e geologia previamente selecionados, como mostra a TABELA 15.

TABELA 15: PESOS CONFERIDOS AOS ATRIBUTOS DO SOLO E GEOLOGIA

PESOS	SOLOS			GEOLOGIA
	B textural	Profundidade	Relevo	Litologia
1	Presença	Profundo	Montanhoso. a forte ondulado	Diabásio
2		Pouco profundo a profundo	Ondulado	Filito e quartzito
3	Ausência	Raso a pouco profundo	Suave ondulado a plano	Calcário
4		Raso		

4.3.3 Solos, relevo e vulnerabilidade pedológica

A vulnerabilidade no âmbito pedológico, foi analisada com maiores detalhes, enfocando o solo como cobertura depuradora e amortizadora, conforme afirma MONTAÑO (1994).

Os poluentes adicionados ao meio podem se comportar de diversas maneiras e atingir o aquífero de forma mais rápida ou lenta de acordo com o solo onde ele está sendo aplicado. O solo age como uma camada protetora segundo sua profundidade, textura, CTC, drenagem (ou infiltração), relevo e presença de horizonte B textural. Assim, as classes de solo reúnem informações de extrema importância quando se considera classificar a suscetibilidade do meio em relação à poluição.

As informações de literatura enfatizam os seguintes aspectos: textura, estrutura, presença de B textural, CTC, pH, teor de matéria orgânica, porosidade, condutividade hidráulica e geometria de poros do solo.

Crítérios importantes referentes à CTC, porosidade, teor de matéria orgânica, não foram considerados por não haver amostragens de solos suficientes para caracterizar classes de vulnerabilidade.

A textura é outro atributo muito importante, pois influencia na capacidade de retenção de água, de cátions e na permeabilidade (CADILLON & PORTIER, 1977). Apesar de sua importância, este critério não foi considerado, pois todos os solos presentes na área se caracterizam como sendo de textura argilosa e também devido à falta de análises físicas que discriminassem a classe textura argilosa, pois esta textura (argilosa) apresenta em sua composição granulométrica um teor variável de 35 a 60 % de argila (CURI et al., 1993).

Apesar dos horizontes A presentes na área serem distintos (A moderado, A proeminente e A húmico), e estes por definição apresentarem um teor diferenciado de matéria orgânica, a qual tem um importante poder de retenção de poluentes, (MONTAÑO, 1994, MALDONADO, 1991) este critério não foi utilizado. Isto se deve ao fato que os solos, voltados para a horticultura são adubados fortemente com matéria orgânica o que torna este critério de validade discutível.

Assim, destes atributos foram discriminados a presença de B textural e profundidade. O horizonte B textural constitui uma camada mais adensada, restringindo a passagem de poluentes (MONTAÑO, 1994). Este horizonte subsuperficial, é resultante da acumulação ou concentração absoluta ou relativa de argila.

Quanto à profundidade, quanto mais espesso o solo, maior chance terá o poluente de ser retido no perfil, o que significa menor possibilidade de atingir a zona saturada (MONTAÑO, 1994; MALDONADO, 1991).

Na área estudada o mapa pedológico, realizado pela EMATER, apresenta 11 unidades (ANEXO 2). Estas unidades constituem classes de solos e associações de classes que variam em função de características morfológicas, profundidade, infiltração, relevo, tipos de horizontes diagnósticos, CTC, etc.

Para se definir classes de vulnerabilidade entre os solos, primeiramente, estas 11 unidades pedológicas foram agrupadas em função da profundidade, presença de B textural e relevo.

Com relação a presença de B textural, apenas uma classe de solos, a Terra Bruna Roxa Estruturada eutrófica apresenta este horizonte subsuperficial.

Em relação à profundidade foram considerados 4 classes, de acordo com a descrição pedológica das mesmas: rasos, rasos a pouco profundos, pouco profundos a profundos e profundos.

De acordo com o SOUZA (1994), estes termos referentes à profundidade do solo são empregados para designar condições de solos em que um contato lítico ou litóide ou nível do freático permanente ocorra, conforme limites especificados a seguir:

SOLO	PROFUNDIDADE
Raso	menor ou igual a 50 cm
Pouco profundo	maior que 50 cm e menor que 100 cm
Profundo	maior que 100 ou menor que 200 cm
Muito profundo	maior que 200 cm

Assim, somando-se os pesos previamente definidos na TABELA 15, encontrou-se as seguintes classes de vulnerabilidade, apresentadas na TABELA 16:

Classe 1: solos rasos, sem B textural, englobando os solos Litólicos (Re1, Re2, Rd1, Rd2), cuja soma é 7 (3+4). O algarismo 3 se refere ao peso referente à ausência de B textural e o 4 é referente à profundidade, conforme definido na TABELA 15.

Classe 2: solos rasos e pouco profundos, sem B textural, englobando associações de solos Litólicos e Cambissolos, Ce, Cd1, cuja soma é 6 (3+3)

Classe 3: solos pouco profundos a profundos, sem B textural, englobando Cambissolos, Cd2, Cd3, cuja soma é 5 (3+2)

Classe 4: solos profundos sem B textural, pertencendo a esta classe o Cambissolo latossolizado, Ca, cuja soma é 4 (3+1)

Classe 5: solos profundos com B textural, pertencendo a esta classe a Terra Bruna Roxa Estruturada eutrófica, cuja soma é 2 (1+1)

A posição do solo no relevo também é outro fator importante e foi considerado, pois quanto maior a declividade, menor a possibilidade de infiltração vertical, e portanto maior caminhamento lateral sobre o terreno e maior tempo de exposição do poluente ao solo, conferindo maior chance de retenção ou imobilização (MONTAÑO, 1994). A posição relativa do solo no relevo está descrita no mapeamento pedológico.

As classes divididas em três foram as seguintes: montanhoso e forte ondulado; ondulado e suave ondulado e plano.

De acordo com CURI (1993), estas classes de relevo correspondem às seguintes classes de declividade :

Plano: declividade menor de 3%

Suave ondulado: declividade de 3 a 8%

Ondulado: declividade de 8 a 20%

Forte ondulado: declive entre 20 e 45%.

Montanhoso: declives de 45 a 75%.

Os pesos relativos à estas diferentes classes de relevo se encontram na TABELA 15.

A TABELA 16 apresenta o somatório das classes de solos em função da presença do horizonte B textural, da profundidade e do relevo.

Os valores não inteiros resultam da média entre os valores de determinada classe. Por exemplo, Cambissolos (Cd2 e Cd3) ocorrem em relevo ondulado(2) e suave ondulado (3), o que resulta numa média de 2,5 (5/2). O mesmo ocorre para a associação de Cambissolos e Litólicos, a qual ocorre em relevo forte(1) ondulado(2).

TABELA 16: SOMATÓRIO RESULTANTE DOS PESOS PARA VULNERABILIDADE PEDOLÓGICA.

CLASSE	CLASSES DE SOLOS E ASSOCIAÇÕES	B TEXTURAL	PROFUNDIDADE	RELEVO	SOMATÓRIO
1	Litólicos e Assoc. de Litólicos e Cambissolos (Re1, Re2, Rd1, Rd2)	3	4	1	8
2	Cambissolos e Litólicos (Ce, Cd1)	3	3	1,5	7,5
3	Cambissolos (Cd2, Cd3)	3	2	2,5	7,5
4	Cambissolos latossolizados (Ca)	3	1	3	7
5	Terra Bruna (TBRa)	1	1	1	3

Existe ainda uma unidade de solo que não foi considerada para efeito desta classificação, por ser uma exceção aos critérios propostos. Trata-se dos Solos Hidromórficos, solos que podem ser profundos, e em geral o são, em relevo geralmente plano e predominantemente nas cotas mais baixas. A classificação destes solos no esquema proposto não foi possível pois estes seriam enquadrados numa baixa vulnerabilidade. Este fato não ocorre, pois estes solos situam-se em posição topográfica de relevo próxima ao nível de saturação da água, sendo portanto altamente vulneráveis à poluição. Assim, optou-se por alocar estes solos na mesma classe de vulnerabilidade dos Litossolos (classe 2)

Assim, em termos de vulnerabilidade pedológica, em ordem crescente de suscetibilidade, podem ser classificados: Terra Bruna Roxa Estruturada na primeira classe, ou seja a menos vulnerável, Cambissolos latossolizados na segunda, Cambissolos e Associações na terceira classe e Litólicos e Hidromórficos na quarta classe, a mais vulnerável compreendendo Litólicos e associações de Litólicos e Cambissolos.

4.3.4 Geologia e vulnerabilidade geológica

Em relação aos aspectos geológicos, a litologia é um dado importante (FOSTER, 1993; TROPMAIR, 1988). Existem três litologias distintas na microbacia: diques de diabásio, quartzitos associados a filitos e xistos, e rochas carbonáticas. Estas diferenciações litológicas, além de modularem diferenciações nas topossequências de solo apresentam uma vulnerabilidade diferenciada, e assim foram conferidos pesos também diferenciados, conforme mostra a TABELA 15.

Para referências sobre a litologia, utilizou-se a minuta da carta geológica da Região do carste produzida pelo Laboratório de Hidrogeologia da UFPR, em escala 1:10.000. (FIGURA 13).

Neste mapa apenas foi assinalado o posicionamento e a direção dos diques de diabásio, mas não sua extensão lateral, o que impossibilitaria a delimitação espacial desta classe. Assim buscou-se auxílio no mapa pedológico para resolver esta questão.

Sabendo-se que a Terra Bruna Roxa Estruturada Eutrófica ocorre estritamente sobre a alteração de eventuais colúvios destes diques, considerou-se o limite de sua ocorrência como sendo a extensão total do diabásio. Além da Terra Bruna foram considerados como indicativos do diabásio o Cambissolo eutrófico (Ce) e Litólicos eutróficos e associações de Litólicos e cambissolos (Re1, Re2). Neste sentido deve-se considerar que os Litólicos eutróficos estão unicamente associados aos diabásios pois as condições morfoclimáticas da região impedem a formação de rendzinas, isto é, litólicos derivados de calcário.

4.3.5 Confeção da carta de vulnerabilidade

Uma vez discriminados alguns aspectos de vulnerabilidade referentes aos solos e geologia e definidos os seus respectivos pesos, foi possível a confeção da carta de vulnerabilidade da área. Esta carta foi composta sobrepondo-se o mapa de solos ao de geologia, ambos na escala de 1:10.000 e delimitando-se as áreas já com os seus respectivos pesos, mostrados na TABELA 17.

TABELA 17: PESOS PARA CONFECÇÃO DA CARTA DE VULNERABILIDADE

SOLOS			CLASSE 5	CLASSE 4	CLASSE 3 E 2	CLASSE 1
			TBRe	Ca	Ce, Cd1, Cd 2, Cd 3	RE1,RE2, RD1,RD2 e Hg
		Pesos	3,0	7,0	7,5	8,0
GEOLOGIA	Diabásio	1	4,0	8,0	8,5 (Ce)	9,0 (Re1, Re2)
	Quartzito e filito	2	5,0	9,0	9,5	10
	Calcário	3	6,0	10	10,5	11

Destas 10 classes resultantes possivelmente existentes (4, 5, 6, 8, 8,5, 9, 9,5, 10, 10,5, 11), as que realmente ocorrem na área são em número de 7, as quais estão em negrito na tabela 17. A diferença entre o esperado (10 classes) e o encontrado (7 classes) ocorre devido à alguns fatores: Alguns solos não são encontrados em algumas litologias, como as Terras Brunas que somente ocorrem sobre diabásio e outros, como a exemplo do Cambissolo latossólico, que ocorre predominantemente em calcário e não ocorre em diabásio.

Por outro lado, algumas associações entre classe de solo e litologia apresentam o mesmo peso, a exemplo da classe 9, resultante da associação de litossolos derivados de diabásio e de Cambissolo latossolizado derivados de quartzito e filito.

4.4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO

4.4.1 Avaliação do impacto pelo método de TROPMAIR

Voltando ao esquema da FIGURA 7, podemos avaliar de acordo com o método proposto pelo autor o impacto que estaria ocorrendo na área de estudo. Uma vez qualificados o risco das formas de ocupação de solo e a vulnerabilidade da área, tornou-se possível determinar o impacto sobre a área de estudo.

Assim, utilizando o método, a atividade agrícola confere um risco alto (2,7), o que associado à vulnerabilidade também alta (3,0) das áreas de calcário, indica um impacto forte, ou um alto grau de poluição.

4.4.2 Confeção da carta de impacto

Uma vez configurado o sistema de avaliação, torna-se necessário localizar espacialmente áreas que estão sofrendo um maior impacto e relativizá-las, a exemplo do trabalho de HRKAL & TROUILLARD (1994).

Assim, para obter a carta de impacto, a carta de vulnerabilidade do meio físico com suas 7 classes resultantes e respectivos pesos, foi sobreposta à carta de uso e ocupação da terra, com suas 2 tipologias sobressalentes, a de áreas de agricultura e a de áreas de habitação com seus respectivos pesos. A TABELA 18 mostra como foi realizado na prática o somatório que resultou nas classes de impacto.

TABELA 18: PESOS PARA CONFECÇÃO DA CARTA DE IMPACTO

Classes de uso e Ocupação da Terra	Classes de vulnerabilidade						
	4	8,5	9	9,5	10	10,5	11
2	6	10,5	11	11,5	12	12,5	13
3	7	11,5	12	12,5	13	13,5	14

Apesar de potencialmente poderem ocorrer 11 classes de impacto diferenciados, na realidade ocorrem 9 pois uma classes de vulnerabilidade (8,5), correspondente ao Cambissolo eutrófico (Ce sobre diabásio), não está sendo utilizado para áreas agrícolas ou habitação. Um outro aspecto é que as algumas adições se repetem, caso de 12, 12,5 e 13.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 APLICAÇÃO DO "TESTE DE STUDENT"

A partir dos dados da tabela presente no ANEXO 3, tentou-se verificar se a média obtida do excedente em nitrogênio poderia ser considerada significativa face ao pequeno número de amostragem (n). Assim, aplicou-se o *teste de Student* para as colunas de maior interesse, como mostra a TABELA 19.

Considerando uma porcentagem de erro entre 20 à 30 %, o número de amostragem (n) foi significativo. Uma porcentagem de 20% de erro foi encontrada num maior número de amostragem (131), como os das colunas 12 e 14 e uma porcentagem de 30% foi encontrada quando considerando um menor número de amostragem, colunas 12b e 16. A aplicação do teste de estatística evidenciou uma grande variabilidade entre os produtores, apesar da aparente homogeneidade dos sistemas de cultivo e de produção.

5.2 O NITRATO COMO PRINCIPAL POLUENTE DO SISTEMA AGROSSILVOPASTORIL

O nitrato constitui no elemento poluente proveniente do sistema agrossilvopastoril mais importante quando se considera poluição de águas subterrâneas. Isto também se aplica à região de Fervida e Ribeirão das Onças, mesmo sendo a quantidade de efluentes animais muito reduzida.

Outros agroquímicos utilizados na agricultura e principalmente em sistemas agrícolas mais tecnificados, a exemplo da área de estudo, se referem aos agrotóxicos, os quais não foram estudados neste trabalho devido à dificuldade em se trabalhar com estes tipos de compostos químicos. A análise individual de cada composto e de seus produtos de degradação na água é uma operação difícil, cara e demanda técnicas especializadas, e mesmo assim, não existem parâmetros de limite da concentração de muitos agrotóxicos nocivos à saúde humana. Além disto, o comportamento dos agrotóxicos atuais, e de seus produtos de degradação, no solo pode ser muito complexo.

TABELA 19: TESTE DE STUDENT

COLUNAS	Nº DE AMOSTRA- GEM	SOMA TOTAL DA COLUNA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	T (TABELADO)	VARIÂNCIA	% DE ERRO	N	RESULTADO
16	28	7.733,75	276,45	387,17	1,313	149.899,2	20	85	insuficiente
					1,084		30	25,6	suficiente
					1,198		25	45	insuficiente
14	131	20.627,6	157,46	266,09	1,289	70.807,70	20	118	suficiente
					1,4632		15	266	insuficiente
12a	131	88.955,13	679,04	1.177,98	1,289	1.387.660,	20	125	suficiente
					1,4632		15	286	insuficiente
12b	28	23.051,29	823,26	770,90	1,313	594.287,2	20	38	insuficiente
					1,507		15	88,5	insuficiente
					1,0844		30	11,5	suficiente

5.3 AVALIAÇÃO GERAL DO IMPACTO NA ÁREA DE ESTUDO

Utilizando o método de avaliação proposto nas figuras 5, 6 e 7, evidenciou-se que a atividade agrícola praticada na região, horticultura de forma altamente intensiva e tecnificada, confere um risco alto de contaminação do meio com nitrato. Devendo-se considerar que a solubilidade do elemento em água é alta e a toxidez do mesmo dependente de sua concentração.

Também ficou evidente que a vulnerabilidade é alta em regiões carbonáticas. Esta alta vulnerabilidade é decorrente não somente da litologia, mas também do fato de que o sistema freático no calcário se apresenta a pouca profundidade da superfície (8 a 20 metros), conforme se verifica nas perfurações e sondagens realizadas na área. O balanço hídrico é outro fator a ser considerado, sendo o excedente médio (diferença entre precipitação e evapotranspiração) bastante alto, em torno de 900 mm. Estes dois fatores analisados em conjunto, vulnerabilidade e carga poluente, também concorrem para que o impacto seja considerado alto.

5.4 QUANTIDADE DE NITROGÊNIO PROVENIENTE DOS SISTEMAS DE CULTIVO

Com os dados obtidos na tabela ANEXO 3, podemos estimar a quantidade de nitrogênio excedente por área cultivada. Assim, foi utilizado o somatório da coluna 14, (excedente em quilos / área cultivada) dos 28 produtores amostrados, dividido pelo somatório das áreas de cultivo de todos os produtores, considerando também as áreas de

pousio (coluna 13). O que se fez foi uma média ponderada pela área cultivada de cada produtor, pois o objetivo foi o de se chegar à um *input* médio por área cultivada na bacia.

Assim, chegou-se à uma média de 207 kg/ha/ano ou 20,7 gramas de nitrogênio /m²/ano. Isto poderia equivaler à 91,49 gramas de nitrato/m²/ano, caso todo nitrogênio fosse oxidado à nitrato e percolado, atingindo o aquífero.

O montante de nitrogênio calculado representa o potencialmente lixiviável, como foi visto nas tabela 1, sendo que o destino do nitrogênio aplicado ao solo é variável, dependente das condições do meio e da forma de aplicação. A obtenção desta estimativa é importante para ser usada como uma referência. BLEKEN & BAKKEN (1997), estimaram em 13 gramas de nitrogênio/m² a perda média total encontrada em fazendas da Noruega e os autores comentam que esta perda é muito maior que a estimada por volatilização, percolação e desnitrificação.

Conhecendo-se a área total em que se pratica agricultura, o que ficou evidente com a carta de uso e ocupação da terra (460ha) e obtendo-se a quantidade média adicionada de nitrogênio/ha/ano para as áreas de cultivo, pode-se estimar o montante de nitrogênio incidente sobre as bacias anualmente. Para o caso de Fervida / Ribeirão das Onças a quantidade média anual foi estimada em 95.220 kg de nitrogênio (207 kg/ha/ano x 460ha).

A aplicação do teste de estatística (teste de Student) evidenciou uma grande variabilidade entre os produtores, apesar da aparente homogeneidade dos sistemas de cultivo e de produção.

Esta grande variabilidade existe não somente devido à diversidade na aplicação de fertilizantes no que diz respeito à formulas e quantidades utilizadas, mas também ao fato de existirem produtores que otimizam suas áreas plantando várias vezes ao ano

diversas hortaliças, como alface, tomate, beterraba, couve flor, etc., o que é normal em produção comercial de hortaliças. Estas prática faz incidir portanto uma carga maior de agroquímicos no solo. Por outro lado existem produtores que praticamente não repetem os cultivos durante o ano e no mesmo local.

Apesar dos agricultores levantados em cadastro terem sido escolhidos por serem representativos, de acordo com a EMATER/Colombo, a continuação do levantamento cadastral, como inicialmente previsto pela EMATER, atingindo a maior parte das propriedades poderia conferir um valor mais preciso à esta estimativa, pois neste trabalho foi analisado um total de 28 produtores os quais totalizam 26% da área cultivada, levando em consideração a área estimada na carta de Uso e Ocupação da Terra confeccionada (460 ha cultivados).

De posse de um cadastro mais completo, com um maior número de agricultores, poder-se-ia definir uma tipologia de produtores, por exemplo, aqueles que produzem somente hortaliças, outros que também possuem frutíferas, aqueles que desenvolvem hidroponia e outros com agricultura mais orgânica, e ainda outros que utilizam uma maior e menor quantidade de insumos.

Mesmo de posse desta tipologia, e com um maior número de produtores amostrados, existe uma variabilidade que é inerente ao sistema agrícola. Por exemplo existem culturas que exigem menos agroquímicos que outras, a exemplo da beterraba, cuja diferença entre o que é fornecido e o extraído pela cultura, na maior parte dos casos analisados, foi negativa. Também há videira, em pequena proporção na área, que praticamente não se aduba, bem como rabanete e o espinafre, além de algumas culturas de alface que somente recebem adubo orgânico. Estas e outras diferenças refletem uma grande variabilidade na quantidade de insumos utilizados.

Uma observação importante se refere à adubação orgânica. Verificou-se que o montante em nitrogênio oferecido por compostos orgânicos superou o adicionado pela adubação química em 27 dos 28 produtores amostrados. Analisando as tabelas do ANEXO 3, verifica-se que normalmente a adubação química representa aproximadamente 35%, em média, do montante de nitrogênio introduzido ao ambiente, o restante, aproximadamente 65%, diz respeito à adubação orgânica de cama de aves.

Muitos agricultores não utilizam adubo químico, mas somente orgânico. O nível de material orgânico no solo é tão alto ao ponto dos extensionistas da EMATER de Colombo, segundo informação verbal da extensionista, ROSÂNGELA DE ALMEIDA (*), não mais recomendarem seu uso para a região de estudo. Isto se refere às culturas para as quais tradicionalmente se recomendaria adubação orgânica, a exemplo do tomate e alface.

Este fato é importante pois existe um conceito errôneo e generalizado de que adição de adubo orgânico ao solo sempre é aceitável. Isto não se constitui em verdade principalmente neste caso, visando o controle da entrada de nitrogênio no solo e na água subterrânea.

Por outro lado, um tipo de sistema de cultivo que envolve uma adubação de modo mais racional, chamado de agricultura orgânica, com utilização mínima de insumos, principalmente de inseticidas, fungicidas, etc., tende a se desenvolver na região, com o aconselhamento técnico da EMATER. Este tipo de agricultura tende a crescer devido à demanda crescente de produtos agrícolas produzidos sem agrotóxicos, aliado ao maior preço atingido no comércio para este tipo de mercadoria. Um estudo detalhado da quantidade de insumos orgânicos utilizados neste sistema seria interessante para se

* * ALMEIDA, ROSÂNGELA de. Informação verbal. maio de 1998.

conhecer a entrada de nitrogênio no sistema solo-água. Sabe-se a princípio que este tipo de agricultura não utiliza mais adubo orgânico que o sistema convencional.

5.5 QUANTIDADE DE NITROGÊNIO PROVENIENTE DOS EFLUENTES

Analisando a quantidade de efluentes provenientes das habitações, verificou-se que em média a bacia produz um total de 5.781,6 kg de nitrogênio anualmente. Duas considerações devem ser feitas em relação ao valor encontrado. A princípio, considerou-se que uma pessoa produz 13 gramas por dia (entre urina e fezes) em nitrogênio, adotando-se um valor médio a partir de referência bibliografia já citada (GLOYNA 1981, citado por RIZZI, 1991). Também estimou-se a quantidade de habitantes na área de estudo em 1200 (aproximadamente 80 hab/km²), com base em aproximadamente 400 construções no total, visualizadas com fotos aéreas.

Apesar deste resultado constituir em termos quantitativos à 6% do montante de nitrogênio introduzido via adubação química e orgânica, ele é qualitativamente muito importante, pois trata-se de uma contaminação puntual, atuando de forma diversa da agrícola que é difusa. A incidência de poluição acentuada sobre um determinado setor diminui as possibilidades depurativas do meio. Assim, se considerarmos uma habitação com 5 pessoas, a adição diária em nitrogênio proveniente dos efluentes seria em média 65 gramas, valor muito superior à contribuição estimada por metro quadrado de área agrícola cujo valor é de 20,7 gramas de nitrogênio ao ano.

Outro problema, que potencializa o efeito poluente destes efluentes, se deve ao fato deles serem introduzidos sob o solo pelo sistema de fossas sépticas, o que em área de carste é potencialmente danoso. O sistema cárstico apresenta falhas, fissuras, dolinas

Outro problema, que potencializa o efeito poluente destes efluentes, se deve ao fato deles serem introduzidos sob o solo pelo sistema de fossas sépticas, o que em área de carste é potencialmente danoso. O sistema cárstico apresenta falhas, fissuras, dolinas e sumidouros e se alguma fossa estiver próxima ou sobre uma destas, a capacidade depurativa do terreno torna-se mínima ou nula, podendo fazer com que os poluentes gerados atinjam a água subterrânea ou o aquífero sem prévia depuração contaminando com patógenos e nitrogênio. Isto também é problemático em se tratando de dolinas e em locais de drenagem deficiente como em solos hidromórficos.

Este tipo de poluição é potencializado na região por uma característica peculiar de ocupação. Ao contrário do que seria esperado em zona rural, há grande predominância de residências dispostas ao lado umas das outras, chegando a formar pequenas vilas. Estas aglomerações concentram assim os efluentes fazendo incidir uma carga maior numa área reduzida.

Por outro lado, deve-se considerar que a contaminação por fossa séptica, sendo uma poluição pontual, é de controle mais facilitado em relações às formas difusas. Um sistema rural de coleta e tratamento de esgoto, aproveitando o alinhamento das habitações ao longo de estradas e caminhos, resolveria grande parte deste problema.

5.6 ESTIMATIVA DA QUANTIDADE DE NITRATO RESULTANTE NA ÁGUA

O somatório do nitrogênio proveniente dos efluentes domésticos e o proveniente das áreas cultivadas resulta na adição anual de 101.001,6 kg de nitrogênio na bacia.

A partir deste valor, e supondo uma vazão de base de 9l/s/km^2 (FRAGA, 1994), podemos estimar a quantidade potencial (total) de nitrogênio que pode estar sendo diluído

nesta água. Assim, num ano, para os 16,684 Km² de área das bacias, um total de 4.735.319,6 m³ de água potencialmente poderiam diluir os 101.001,6 kg N/ano, ter-se-ia a concentração de 21,32 mg/l de nitrogênio, podendo equivar à 94,23 mg/l de nitrato na água subterrânea, considerando algumas ressalvas.

Este valor estimado é muito alto e se encontra acima do limite de potabilidade estabelecido e poderá impactar o aquífero em termos de qualidade de água. Entretanto, as análises de água de nascentes da região do carste realizadas pelo Laboratório de Pesquisas Hidrogeológicas da região do carste, mostram teores variáveis de nitrato. Em coletas realizadas no mês de outubro de 1997, os teores variaram de 2,19 à 8,97 mg de NO₃ /l, (ver TABELA 3), se encontrando abaixo do limite de potabilidade estabelecido por lei, bem abaixo do estimado neste trabalho. Porém estes resultados devem ser considerados acima do natural.

Deve ser lembrado que alguns autores indicam que as águas de superfície, a menos que haja poluição excessiva, raramente atingem teores mais elevados que 5 mg/l de nitrato (AZEVEDO NETO, 1984). MUCHOVEJ & RECHEIGL (1995), mostram que em sistemas naturais, os níveis de NO₃ raramente ultrapassam 3 mg/l, sendo os valores acima deste patamar, indicativos de alguma artificialização do meio.

Algumas considerações podem ser feitas para tentar explicar a grande diferença entre o nitrato estimado e o encontrado.

Este é um dado estimado potencialmente, pois como foi verificado na TABELA 1, além da percolação, o nitrogênio do solo pode ser adsorvido, perdido por volatilização ou incorporado como N orgânico, além de ser passível de perda também na erosão do solo. Como citado na referência bibliográfica, perdas por volatilização de amônia de 10 a 15 Kg /ha/ano são normais principalmente se o esterco animal é aplicado sobre a superfície do

terreno. Deve ser lembrado que o esterco utilizado na área é o de cama de aves, com teores elevados de N amoniacal.

Assim podemos também trabalhar com as seguintes suposições em termos do montante de nitrogênio transformado em nitrato e lixiviado, como mostra a TABELA 20:

TABELA 20: ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATO RESULTANTE NA ÁGUA EM DIFERENTES PORCENTAGENS DE TRANSFORMAÇÃO (EM NITRATO) + LIXIVIAÇÃO .

PORCENTAGEM DO NITROGÊNIO TRANSFORMADO EM NITRATO E QUE ATINGE O AQUÍFERO	EQUIVALENTE EM NITROGÊNIO (MG/L)	EQUIVALENTE EM NITRATO (MG/L)
100%	21,32	94,23
50%	10,66	47,12
25%	5,33	23,56
20%	4,26	18,85

Estudos mais detalhados sobre o comportamento do nitrogênio no solo deveriam ponderar a importância de cada processo para a área em questão. A princípio, sabe-se que provavelmente não existe um ambiente redutor no aquífero, capaz de reduzir substanciais quantidades de nitrato, fazendo com que ele perca sua estabilidade, pois análises químicas do oxigênio na água evidenciam condições aeróbicas.

A vazão de base pode ser maior que 9l/s/km^2 , pois este é um dado geral, não sendo restrito à região de Fervida. Estudos de vazão de base estão sendo realizados mas não se encontram concluídos. Por outro lado, esta vazão teria que ser muito maior que a descrita para poder diluir a quantidade de nitrato média estimada e resultar numa concentração menor de 10 mg/l de nitrogênio.

Por outro lado a quantidade de água presente no aquífero não é conhecida e assim a capacidade de diluição pode ser muito maior que os 9l/s/Km^2 que foi utilizado para fazer este cálculo.

Outra explicação estaria no condicionamento hidrogeológico da área, pois a divisão das células morfoestruturais, já referenciada no item 3.1.6, poderia fazer com que a poluição de um determinado local não se difundisse para outros locais devendo portanto, o estudo de entrada de nitrogênio e saída de nitrato se restringir à elas.

A área de agricultura delimitada a partir de foto-aérea ampliada pode ser menor, pois considerou-se também além da área de cultivo, os campos sem vegetação, tais como as áreas de pousio. Estes se constituem áreas marginais, não ocupadas com agricultura, estando apenas desprovidos de vegetação mais densa. Caso não sejam cultivados, poderão se constituir em capoeiras ou podem ser usados para reflorestamentos. Por outro lado as fotos-aéreas interpretadas para a confecção da carta de uso e ocupação da terra, data de maio de 1996 (1,5 anos antes das análises de água relatadas na TABELA 3), e neste tempo é provável que tenha havido alguma expansão das áreas cultivadas.

As diferenças entre as taxas estimadas e as obtidas por análises também podem evidenciar um acúmulo de nitrogênio no aquífero, a exemplo do mostrado na FIGURA 3, fato comentado por muitos autores e que fatalmente será percebido futuramente. Para esta verificação, o tempo médio de residência de todo o aquífero, a quantidade de água armazenada, bem como a capacidade de amortização dos solos deveriam ser conhecidas com relação ao nitrogênio. Um fator a ser considerado relativo à esta hipótese é que, apesar da prática agrícola iniciada desde as primeiras décadas do século XX, até 1952, segundo KLEIN (1962), ela se baseava em fruticultura e lavouras de milho e feijão. Estas tradicionalmente são plantadas por pequenos proprietários e na maioria das vezes sem adubação ou com pouquíssimo insumos.

Apesar de não se poder discriminar o motivo da diferença entre a quantidade de nitrato encontrado e o esperado é certo que o sistema de cultivo de hortaliças como se pratica na região, em média, é impactante quanto à qualidade da água no que se refere à nitrogênio.

5.7 A RELAÇÃO ENTRE ÁGUA INFILTRADA, CARGA POLUENTE E VULNERABILIDADE

Outro fator a ser considerado se refere à irrigação, pois sabe-se que ela é imprescindível para o cultivo de hortaliças, principalmente de folhosas e tem um efeito de potencializar a poluição pelo carreamento constante de agroquímicos, especialmente os mais móveis como o nitrato, para o sistema freático.

A TABELA 21 evidencia a variação nas classes de impacto relacionadas à alteração na quantidade de água (seja precipitação ou irrigação) e alteração na carga poluente (maior ou menor quantidade de nitrogênio) isto em áreas de diferentes suscetibilidades, com pesos também diferenciados. Ou seja, ela apresenta a interação de diferentes níveis de concentração de carga poluente (7), diferentes níveis de água excedente (5) agindo em sete classes diferentes de vulnerabilidade, originando diferentes classes de impacto.

Através desta tabela, fica evidente que o impacto pode ser alterado com as mudanças ambientais, seja alteração provocada por fenômenos naturais (anos mais chuvosos ou por irrigação) ou por alteração no uso da terra, tais como sistemas de cultivo mais tecnificados, mais intensivos, que propicie uma maior carga poluente.

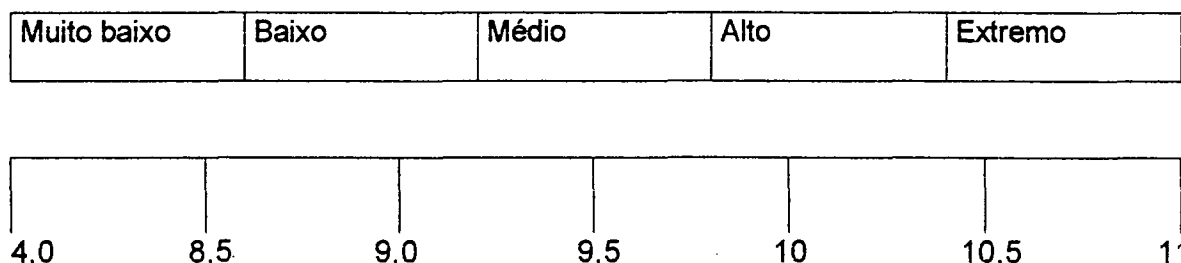
Nesta tabela o canto inferior direito se refere relativamente à um impacto máximo e o superior esquerdo à um impacto mínimo. Por exemplo, para cultura pouco exigente em nitrogênio (60 kg/ha), equivalente à peso 2, sob precipitação de 1200 mm (equivalente à peso 2), o impacto desta cultura na água vai depender da vulnerabilidade do local onde ela será implantada. Supondo o local com condições menos vulneráveis possíveis (peso 1). Teremos um impacto equivalente ao peso 5, em cor cinza, impacto este considerado baixo.

TABELA 21: AVALIAÇÃO DE CLASSES DE IMPACTO.

CARGA POLUENTE kg/ha/ano		PRECIPITAÇÃO + IRRIGAÇÃO mm	VULNERABILIDADE (SOLO / GEOLOGIA / RELEVO)						
PESOS			PESOS						
	PESOS		1	2	3	4	5	6	7
0 - 50	1	700 – 1000 PESO 1	3	4	5	6	7	8	9
50 - 100	2		4	5	6	7	8	9	10
100 - 200	3		5	6	7	8	9	10	11
200 - 300	4		6	7	8	9	10	11	12
300 - 400	5		7	8	9	10	11	12	13
400 500	6		8	9	10	11	12	13	14
500 - +	7		9	10	11	12	13	14	15
0 - 50	1	1000 – 1300 PESO 2	4	5	6	7	8	9	10
50 - 100	2		5	6	7	8	9	10	11
100 - 200	3		6	7	8	9	10	11	12
200 - 300	4		7	8	9	10	11	12	13
300 - 400	5		8	9	10	11	12	13	14
400 500	6		9	10	11	12	13	14	15
500 - +	7		10	11	12	13	14	15	16
0 - 50	1	1300 – 1700 PESO 3	5	6	7	8	9	10	11
50 - 100	2		6	7	8	9	10	11	12
100 - 200	3		7	8	9	10	11	12	13
200 - 300	4		8	9	10	11	12	13	14
300 - 400	5		9	10	11	12	13	14	15
400 500	6		10	11	12	13	14	15	16
500 - +	7		11	12	13	14	15	16	17
0 - 50	1	1700 – 2000 PESO 4	6	7	8	9	10	11	12
50 - 100	2		7	8	9	10	11	12	13
100 - 200	3		8	9	10	11	12	13	14
200 - 300	4		9	10	11	12	13	14	15
300 - 400	5		10	11	12	13	14	15	16
400 500	6		11	12	13	14	15	16	17
500 - +	7		12	13	14	15	16	17	18
0 - 50	1	2000 – 3000 PESO 5	7	8	9	10	11	12	13
50 - 100	2		8	9	10	11	12	13	14
100 - 200	3		9	10	11	12	13	14	15
200 - 300	4		10	11	12	13	14	15	16
300 - 400	5		11	12	13	14	15	16	17
400 500	6		12	13	14	15	16	17	18
500 - +	7		13	14	15	16	17	18	19
Muito baixo	Baixo	Mé dio	Mé dio	Mé dio	Alto	Alto	Muito alto	Extremo	

5.8 A CARTA DE VULNERABILIDADE DO MEIO FÍSICO

Na geração da carta de vulnerabilidade do meio físico (item 4.3.5), foram obtidas 7 classes. Uma tentativa de avaliação qualitativa foi realizada dividindo-se estas classes em intervalos, os quais podem ser nomeados da seguinte forma:



Assim, as classes de vulnerabilidade obtidas estão descritas a seguir, na TABELA 22, em ordem crescente de vulnerabilidade de acordo com os parâmetros (pesos) propostos:








TABELA 22: SIGNIFICADO DAS CLASSES DE VULNERABILIDADE

CLASSES DE VULNERABILIDADE	AValiação Qualitativa	DESCRIÇÃO DAS CLASSES
4	Muito baixo	Terra Bruna Roxa Estruturada eutrófica (TBREe) sobre diabásio.
8,5	Muito baixo	Cambissolo eutrófico (Ce) sobre diabásio
9	Baixo	Cambissolo latossólico (Ca) sobre quartzito e filito ou litólico e hidromórfico (Re e Hg) sobre diabásio.
9,5	Médio	Cambissolo (Cd1, Cd2, Cd3) sobre quartzito e filito
10	Alto	Cambissolo latossólico (Ca) sobre calcário ou hidromórfico (Hg) sobre quartzito e filito
10,5	Extremo	Cambissolo (Cd1, Cd2, Cd3) sobre calcário
11	Extremo	Litólicos (Rd) e Hidromórficos (Hg) sobre calcário

Assim, a classe mais vulnerável compreende solos litólicos e hidromórficos sobre calcário. Os primeiros consistem em solos rasos, incipientes, geralmente pedregosos, ou cascalhentos e em posição de relevo mais acidentado, enquanto que os hidromórficos

CARTA DE VULNERABILIDADE DA BACIA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS COLOMBO - PR

LEGENDA

COR	AQ*	VALOR	DESCRIÇÃO DAS CLASSES
	MB	4,0	TBREe sobre diabásio
	MB	8,5	Ce sobre diabásio
	B	9,0	Ca sobre filito ou Re sobre diabásio
	M	9,5	Cd sobre filito
	A	10,0	Ca sobre calcário ou Hg ou Rd s. filito
	A	10,5	Cd sobre calcário
	E	11,0	Rd e Hg sobre calcário

 Diques de diabásio

* AQ (Avaliação qualitativa): MB - muito baixa; B - baixa;
M - média; A - alta, E - extrema

↑
★
escala gráfica
1000 m

7205000

7204000

7203000

7202000

Escala original 1:10.000
Elenice Fritzsons / 1998

681000

682000

683000

consistem geralmente em solos de deposição aluvial ou coluvial, localizando-se nas porções mais baixas do relevo, de profundidade variável, de drenagem limitada e com evidências de hidromorfia, que se reflete em colorações mais acinzentadas. Normalmente os solos hidromórficos possuem o sistema freático muito próximo à superfície.

O calcário é a litologia de maior grau de vulnerabilidade da área, assim, as classes 10, 10,5 e 11 apresentam esta litologia, seguido do quartzito e filito associado à xistos e seguido do diabásio.

A classe menos vulnerável corresponde às Terras Brunas Roxas Estruturadas eutróficas, são solos que apresentam o horizonte de subsuperfície B textural, são profundos, geralmente bastante argilosos, de fertilidade natural alta e na área em questão aparecem sobre os diques de diabásio, portanto nas altitudes mais altas.

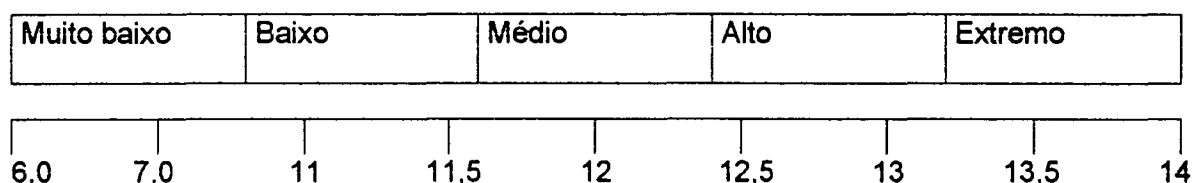
Uma consideração importante a ser feita é que os cambissolos derivados de quartzitos e filitos são os solos mais comuns na área e assim, no seu conjunto, a bacia apresenta uma vulnerabilidade considerada média.

Quanto ao estudo do meio físico face à vulnerabilidade, a pedologia, numa aproximação mais acurada deveria separar ainda mais estas classes, mas para tanto informações de laboratório tais como CTC, granulometria e porosidade seriam indispensáveis. No âmbito geológico, a exemplo do trabalho de HKRAL & TROUILLARD (1994), outras informações são igualmente importantes, tais como: espessura da zona saturada, da zona insaturada e permeabilidade vertical.

A FIGURA 27 apresenta a carta de vulnerabilidade.

5.9 A CARTA DE IMPACTO

Na geração da carta de impacto (item 4.4.2), foram obtidas 9 classes. Uma tentativa de avaliação qualitativa também foi realizada dividindo-se estas classes em intervalos, os quais podem ser nomeados da seguinte forma:



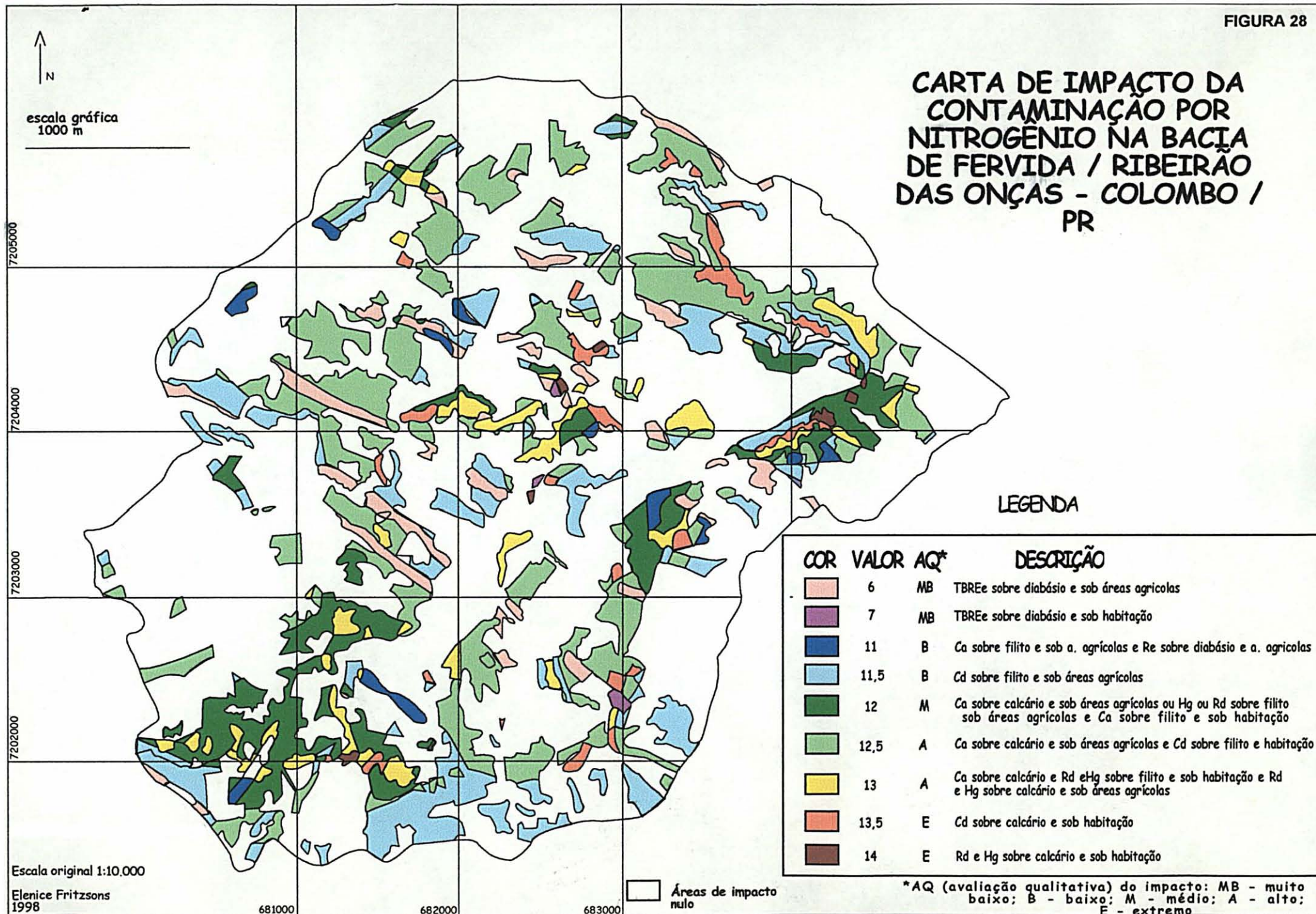
As classes de impacto obtidas estão descritas a seguir, na TABELA 23, em ordem crescente de impacto, de acordo com os parâmetros (pesos) propostos:

TABELA 23: SIGNIFICADO DAS CLASSES DE IMPACTO

CLASSES DE VULNERABILIDADE	AVALIAÇÃO QUALITATIVA	DESCRIÇÃO DAS CLASSES
6,0	Muito baixo	TBREe sobre diabásio e sob áreas agrícolas
7,0	Muito baixo	TBREe sobre diabásio e sob habitação.
11	Baixo	Cambissolo latossólico sobre filito e sob a agrícolas
11,5	Baixo	Cambissolo sobre filito e xisto e sob a agrícolas
12	Médio	Cambissolo sobre calcário ou Hidromórfico sobre filito e xisto e sob a. agrícolas e Cambissolo latossólico sobre filito e sob habitação.
12,5	Alto	Cambissolo latossólico sobre calcário e sob a. agrícolas e Cambissolo latossólico sobre filito e xisto e sob habitação
13	Alto	Cambissolo latossólico e Hidromórfico e Litólico sobre filito e xisto e sob habitação
13,5	Extremo	Cambissolo latossólico sobre calcário e sob habitação
14	Extremo	Litólico e Hidromórfico sobre calcário e sob habitação

Assim, a classe que está sendo mais impactada se refere à classe 14 (impacto extremo), a qual possui os solos mais vulneráveis associados à litologias também

CARTA DE IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO POR NITROGÊNIO NA BACIA DE FERVIDA / RIBEIRÃO DAS ONÇAS - COLOMBO / PR



vulneráveis e sob concentração de habitação. A classe menos passível de impacto se refere à classe 6 com TBREe, a qual tem por substrato o diabásio e está sob cultivo. Deve-se observar que as três classes mais vulneráveis estão sob concentração de habitação.

As áreas não demarcadas na carta se referem às outras áreas, consideradas neste trabalho como áreas de impacto nulo.

A FIGURA 28 apresenta a carta de impacto. Um aspecto interessante desta carta é que ela pode ser atualizada em decorrência da alteração do Uso e Ocupação das Terras, pois em caso de mudança de uso basta adicionar (ou subtrair) à classe o número correspondente. Por exemplo, na classe de número 11, se o tipo de ocupação se altera de lavoura para habitação, automaticamente a classe muda para 12, a qual representa um impacto maior que a anterior.

Uma consideração importante a ser feita é que esta carta configura locais que estão sendo mais impactados e que isto não se refere necessariamente ao impacto causado na água subterrânea naquele local. O reflexo do impacto na água subterrânea pode estar distante do local impactado. Para se saber onde está havendo a contaminação da água, deve-se conhecer o movimento da água sob o solo, bem como a capacidade de diluição do aquífero naquele local.

6. CONCLUSÃO

Cada uso dado à terra implica necessariamente em alterações ambientais. Considerando como meta a proteção de aquíferos subterrâneos, e levando em conta a alta produtividade da terra verificada nos fundos de vale da área de estudo, torna-se imperativo associar conservação com produção. A ocupação e o uso racional da terra deveriam ser orientados no sentido de se minimizar o impacto sobre os ecossistemas e sobre a qualidade de água.

Apesar da aparente placidez do cultivo de hortaliças, que oferece uma visão até mesmo bucólica, inserida numa paisagem de pequenas propriedades e áreas florestadas num relevo com suaves ondulações, **o sistema de cultivo de hortaliças praticado nas bacias condiciona um elevado potencial de impacto quanto à poluição por nitrato.**

Os efluentes domésticos rurais, apesar de ser em seu conjunto menos impactantes quando comparado ao sistema agrícola, podem ser introduzidos através de fossas, diretamente no aquífero com reduzidas chances de depuração, principalmente quando o sistema de carstificação está à pouca profundidade da superfície. Outro fator agravante é o padrão de ocupação referente às habitações, sendo muito comum a presença de casas agrupadas ao longo de uma rua ou então em pequenas vilas, concentrando efluentes numa área restrita que, dependente de sua vulnerabilidade física, poderá resultar num impacto forte sobre o aquífero.

Amostras de análises de água coletadas em Fervida/Ribeirão das Onças não revelam um teor tão elevado do elemento na área como o estimado neste trabalho, mesmo supondo uma transformação (e lixiviação) do nitrato em 20% do nitrogênio total

adicionado via adubação química, orgânica e os efluentes provenientes das habitações. Assim uma série de hipóteses foram levantadas par tentar explicar a diferença entre o nitrato estimado e o encontrado.

Segundo vários autores, a poluição por nitrato em água subterrânea demanda um certo tempo para aparecer em concentração considerável, a este fenômeno alguns autores chamam de “tempo ecológico bomba”. Entretanto há necessidade de estudos mais detalhados para conclusões mais precisas.

Outrossim algumas nascentes já revelam um teor de nitrato elevado o suficiente para caracterizar alguma artificialização do meio.

Analisando o sistema de cultivo adotado pelos agricultores, a utilização de matéria orgânica em forma de esterco de aves consiste numa contribuição muito superior em nitrogênio quando comparada à adubação mineral.

Apesar da aparente homogeneidade do sistema de cultivo agrícola (produção de hortaliças), verificou-se que existe grande diversidade entre os produtores referente às taxas excedentes em nitrogênio. Isto ocorre pois convivem lado a lado, produtores que otimizam sua área plantando várias culturas ao ano e geram uma quantidade de excedentes muito grande, outros que utilizam adubação orgânica pesada, atingindo até 15 ton./ha numa única cultura, e produtores cultivando um número mínimo de hortaliças ao ano, ou aqueles que associam o plantio de hortaliças com frutíferas, como a videira, estas praticamente sem adubação.

Quanto à vulnerabilidade, a área é bastante variável e as classes mais suscetíveis, **de acordo com os pesos atribuídos** são as dos solos litólicos e hidromórficos sobre calcário, seguido dos cambissolos também sob calcário. Os solos

litólicos ocorrem em topos de morros, os hidromórficos em baixadas e os cambissolos em relevos mais suaves.

As classes menos vulneráveis são as Terras Brunas Roxas Estruturadas eutróficas e Cambissolos eutróficos sobre diabásio. Estes se encontram nas partes mais altas do relevo, nos topos de morros, sendo o Cambissolo Eutrófico de pouca expressão em termos de área.

Quanto ao **impacto potencial** que estaria ocorrendo na bacia, a classe mais impactada se refere aos litólicos, hidromórficos e cambissolos latossólicos sob habitação; e a que sofre menor impacto sob uso é a Terra Bruna Roxa Estruturada Eutrófica (TBREe) sob cultura, seguida da mesma sob habitação. Os cambissolos, solos que predominam na área, se apresentam com um potencial de impacto médio sobre o aquífero. As terras florestais foram consideradas como de impacto nulo.

As cartas obtidas podem e devem ser complementados em estudos posteriores, com maiores informações sobre aspectos referentes aos solos, à geologia e hidrogeologia, bem como devem ser modificadas de acordo com alteração no uso e ocupação da terra.

Quanto aos pesos atribuídos, constituiu-se uma forma de estabelecer parâmetros de comparação e **eles deverão ser checados ao nível de campo e quando necessário corrigidos para uma maior aproximação da realidade.**

A utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG) facilitaria muito o trabalho pela facilidade de alteração dos pesos e pela associação dos dados de informações espaciais. Assim, seria interessante utilizar algum tipo de SIG em virtude da grande quantidade de informações cartográficas a serem obtidas e sobrepostas,

principalmente após estabelecer os modelos de uso e ocupação da terra. Neste sentido as cartas principais que se encontram em anexo já foram digitalizadas.

Estudos que envolvem a dinâmica de nitrogênio no sistema agrícola, com ensaios de campo, seriam interessantes face à mobilidade do elemento nos diversos microambientes. Estes estudos também deveriam se estender para o nitrogênio proveniente dos efluentes e na quantificação do nitrogênio proveniente do lixo das residências.

Estudos mais precisos de quantificação do *input* do nitrogênio pelo sistema agrícola deverão também ser realizados de posse do cadastro da totalidade ou de um maior número de agricultores e também para poder definir tipologias de sistemas de agricultores, uma vez que tornou-se claro que o sistema de produção é variável no tempo e no espaço.

Um aspecto importante a ser considerado é a grande quantidade de áreas florestadas (54% de acordo com a carta de uso e ocupação da terra). As áreas florestais representam não somente áreas de recarga do aquífero, mas também locais onde a poluição por agroquímicos e efluentes é inexistente e onde a erosão é controlada. A manutenção destas áreas é fundamental para a conservação do solo e da quantidade e qualidade da água. Assim uma orientação no desenvolvimento da área, visando a conservação e mesmo a preservação de fragmentos florestais se torna imprescindível quando se pretende salvar a qualidade da água.

A partir da carta de impacto obtida neste trabalho já será possível subsidiar um modelo de uso da terra de forma a minimizar o impacto sobre as águas subterrâneas.

Quanto ao cultivo de hortaliças, existe grande variabilidade entre os sistemas de produção e uma análise de suas rentabilidades vinculadas a uma minimização dos

desequilíbrios gerados sobre o ecossistema deveriam ser incentivados. O conhecimento dos *inputs* fornecidos pelas diferentes culturas e sistemas de produção deve conduzir aos usos menos impactantes nas áreas mais vulneráveis.

As medidas para atenuar a contaminação deveriam envolver certos controles sobre uso e manejo da terra, incluindo seleção de culturas, programas de irrigação, fertilização e outras práticas agrícolas. Vários estudos têm demonstrado que diferentes sistemas agrícolas de cultivo contaminam diferentemente o solo com nitrogênio.

A hidroponia, técnica de cultivo que vem se desenvolvendo na região, necessitaria de estudos específicos a médio e longo prazo sobre as vantagens e desvantagens deste sistema em relação ao convencional, no que se refere à utilização de agroquímicos e de água.

Uma interação entre órgãos de pesquisa e extensão rural seria interessante para oferecer alternativas de produção mais adaptadas à realidade dos agricultores e à manutenção da qualidade da água.

A criação de uma área de proteção legal é uma alternativa quando se pretende orientar as atividades na bacia e ao mesmo tempo disciplinar seu futuro desenvolvimento de forma a respeitar as belezas cênicas (cavernas, paisagens) e a fragilidade do local, minimizando o impacto das formas de ocupação das terras nas áreas de manancial.

A proteção da área em forma de uma APA (Área de Proteção Ambiental) seria a única forma legal viável, uma vez que a região está ocupada, com uma população em número considerável e produzindo economicamente. O respeito ao Código Florestal também se mostra bastante eficiente para proteção de terrenos mais íngremes e da mata ciliar, conferindo proteção às áreas de descarga do aquífero.

Algumas justificativas devem ser consideradas ao se propor a criação de uma APA. A região de Colombo apresenta um crescimento acelerado, a produção de hortaliças se faz de forma intensiva ocupando pequenos espaços e a demanda de hortaliças para abastecimento de Curitiba é crescente. Isto leva a supor que haverá crescimento da produção agrícola na região, não somente pelo aumento da produtividade (produção / área), por meio de acréscimos nos insumos, mas também das áreas plantadas. A divisão das propriedades entre os herdeiros dos agricultores é de se esperar, o que aumentaria a população rural.

O crescimento não controlado poderá avançar sobre áreas de florestas e sobre áreas de solos vulneráveis aumentando o *input* de nitrogênio no sistema, tanto pela adubação mineral e orgânica, quanto pelos efluentes gerados nas habitações rurais.

Entretanto deve-se sempre considerar que Fervida possui um sistema agrossilvopastoril extremamente notável no quadro rural brasileiro, pois engloba um excepcional equilíbrio entre as áreas agrícolas e florestais. Este sistema conjuga ao mesmo tempo modernidade, alta rentabilidade relativa à agricultura familiar nacional e conservação de fragmentos florestais. Toda solução a ser implantada deve respeitar os condicionantes dos agricultores locais que não devem ser culpabilizados por terem se implantado numa área que agora passa a ser considerada como de proteção de mananciais. Preservar o modo de vida rural destas famílias assim como sua renda agrícola é tarefa imprescindível para qualquer plano de manejo.

Conforme pode-se evidenciar ao longo deste estudo, impacto muito maior do que a agricultura é causado pelas concentrações habitacionais. Disciplinar a sua localização é tarefa maior que já se impõe no atual patamar de ocupação. Entretanto do exame do risco imposto pelos loteamentos urbanos e suburbanos emerge um outro nível de reflexão: se a

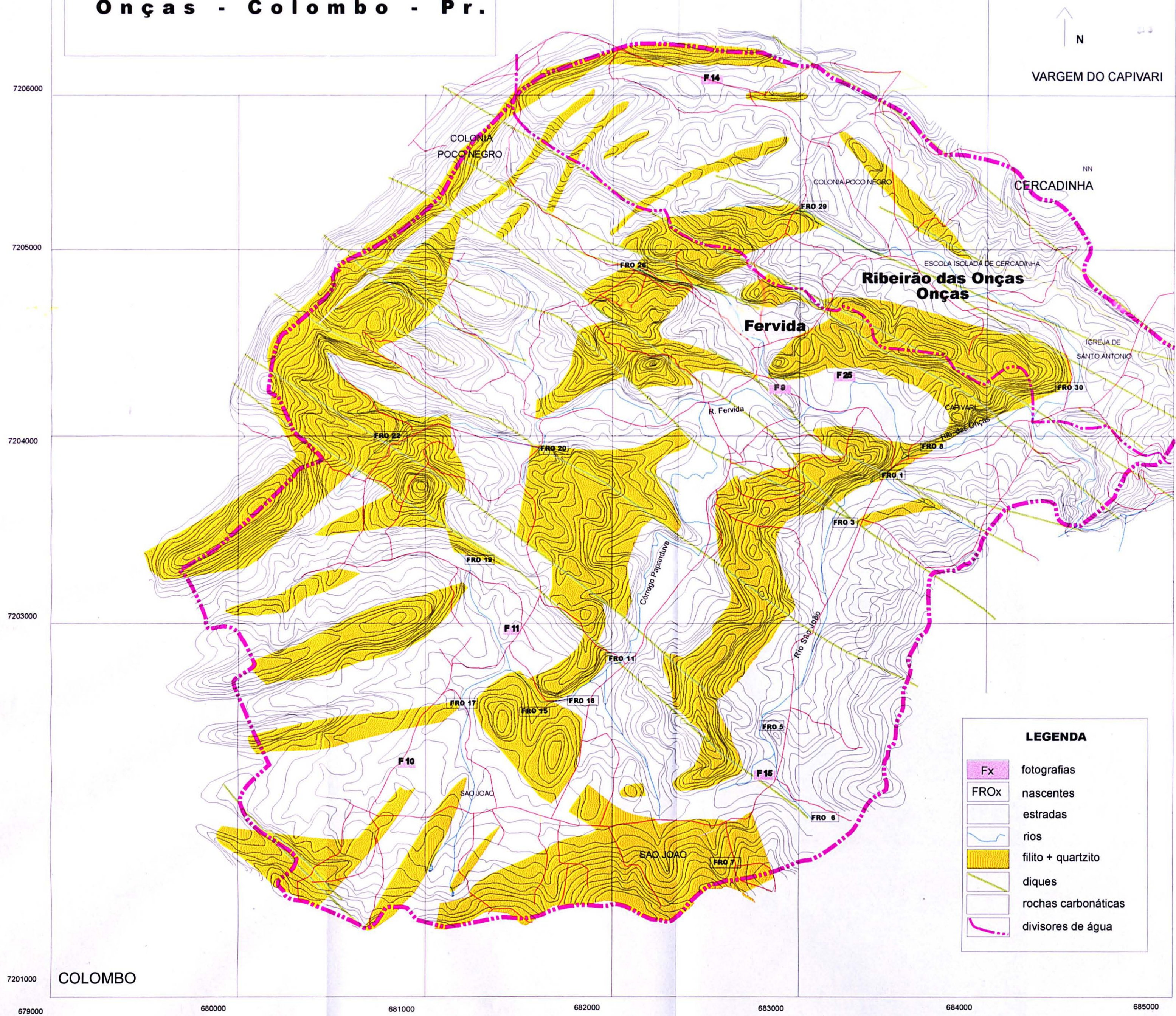
rentabilidade da terra vier a cair na bacia inclusive devido às restrições e problemas gerados pela própria exploração do aquífero carste, poder-se-ia assistir a um processo de substituição urbana de difícil controle face ao enfraquecimento do poder e da autoridade do Estado no país. Deve-se cuidar para que a exploração do aquífero não acarrete as circunstâncias mesmas da sua degradação. Neste contexto proteger uma agricultura mais racional, e seu sistema agroflorestal signifique talvez preservar para o futuro este importante manancial.

Assim, para finalizar o trabalho proposto, simulações deverão ser estabelecidas. Através destas, várias sugestões de formas alternativas de uso da terra poderão ser obtidas, bem como quantificações sobre como diferentes cenários podem implicar no sistema como um todo.

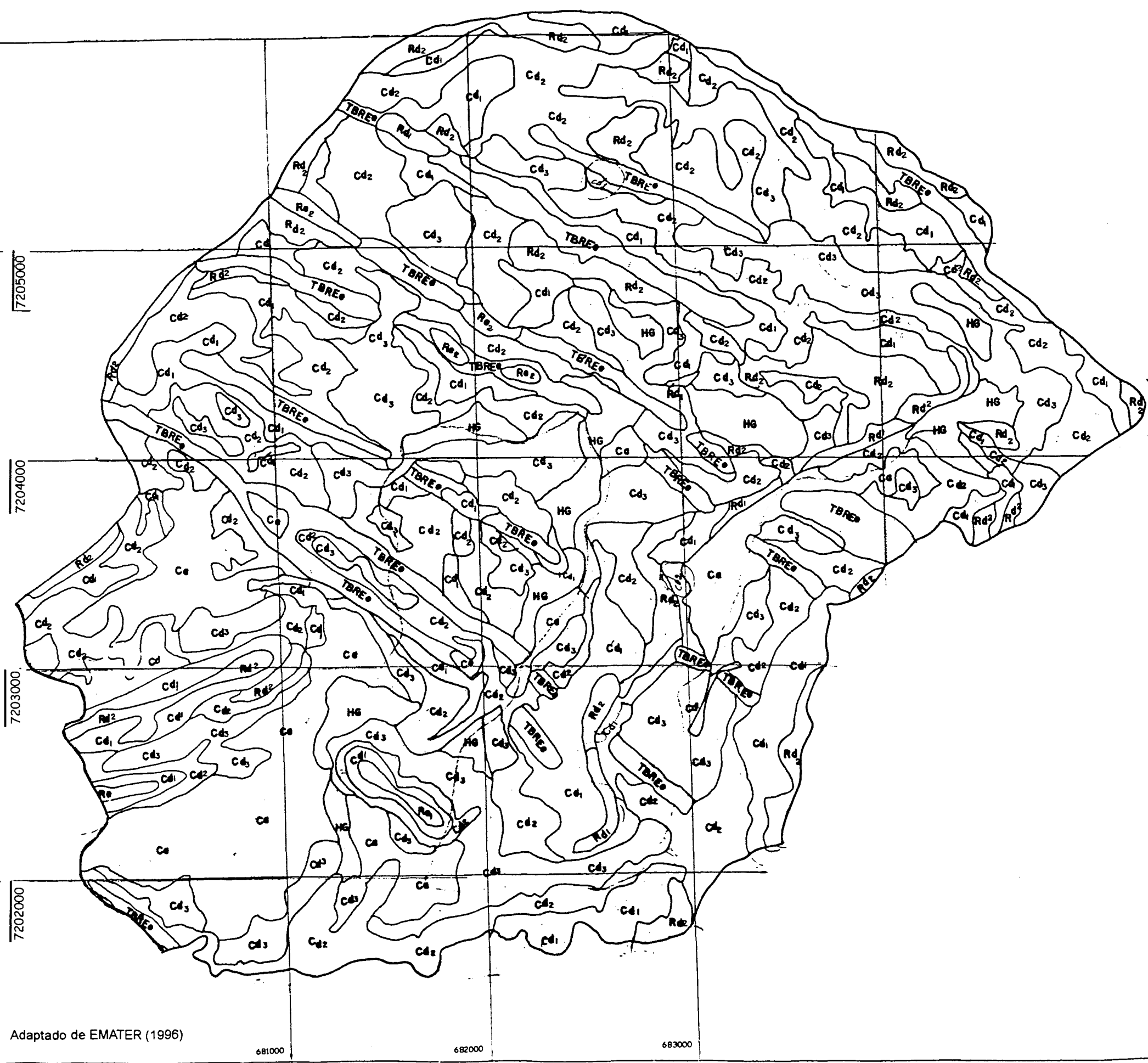
ANEXOS

ANEXO 1: MAPA PLANIALTIMÉTRICO

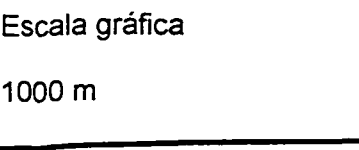
Planialtimetria e Geologia das bacias de Fervida / Ribeirão das Onças - Colombo - Pr.



ANEXO 2: MAPA DE SOLOS



MAPA DE SOLOS DA REGIÃO DO KARST		
Município de Colombo		Estado do Paraná
Data : outubro /96		Escala original : 1:10.000
Responsáveis	Engºs Agrºs:	Colaboração
	Oromar João Bertol	EMBRAPA / SNLCS
	Rosângela de Almeida	
Re1	SOLOS LITÓLICOS EUTRÓFICOS CONTATO LITÓIDE E LÍTICO, A MODERADO, RELEVO MONTANHOSO E FORTE ONDULADO	
Re2	ASSOCIAÇÃO SOLOS LITÓLICOS CONTATO LITÓIDE E LÍTICO + CAMBISSOLO RASO, AMBOS EUTRÓFICOS, A MODERADO, DE RELEVO FORTE ONDULADO E MONTANHOSO.	
Rd1	SOLOS LITÓLICOS DISTRÓFICOS, CONTATO LITÓIDE E LÍTICO, A MODERADO DE RELEVO MONTANHOSO.	
Rd2	ASSOCIAÇÃO SOLOS LITÓLICOS CONTATO LITÓIDE + CAMBISSOLO RASO, AMBOS DISTRÓFICOS, A MODERADO, DE RELEVO MONTANHOSO E FORTE ONDULADO.	
Ce	ASSOCIAÇÃO CAMBISSOLOS RASOS E POUCO PROFUNDOS + SOLOS LITÓLICOS CONTATO LITÓIDE, AMBOS EUTRÓFICOS, A MODERADO, DE RELEVO FORTE ONDULADO	
Cd1	ASSOCIAÇÃO CAMBISSOLOS RASOS E POUCO PROFUNDOS + SOLOS LITÓLICOS CONTATO LITÓIDE, AMBOS DISTRÓFICOS, A MODERADO, DE RELEVO FORTE ONDULADO E ONDULADO	
Cd2	CAMBISSOLOS DISTRÓFICOS, POUCO PROFUNDO E PROFUNDO, A PROEMINENTE DE RELEVO ONDULADO	
Cd3	CAMBISSOLOS DISTRÓFICOS PROFUNDOS, A HÚMICO, DE RELEVO SUAVE ONDULADO	
Ca	CAMBISSOLO LATOSSÓLICO ÁLICO, A HÚMICO, PROFUNDO, DE RELEVO SUAVE ONDULADO E PLANO.	
HG	ASSOCIAÇÃO SOLOS HIDROMÓRFICOS, GLEYZADOS + CAMBISSOLOS HIDROMÓRFICOS GLEYZADOS, AMBOS ÁLICOS, A HÚMICO, DE RELEVO PLANO.	
TBRe	TERRA BRUNA ROXA ESTRUTURADA EUTRÓFICA, A MODERADO, PROFUNDA, DE RELEVO FORTE ONDULADO E ONDULADO.	



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12a	12b	13	14	15	16
	cultura	num. de culturas ao ano	fórmula NPK	adubo kg/ha/ano	N/ha/ano (mineral) kg/ha	esterco Ton/ha	N/ha/ano (orgânico) kg/ha	N org+N min kg/ha	Produtividade ton ou un/ha por cultura	Extração de N gr/kg ou gr/un. k	N retirado kg/ha/ano	Disponível p/ lixiviação kg/ha	Disponível p/ lixiviação kg/ha/produtor	Área cult. (ha)	Excedente / área cultivada (kg)	Área total necessária para cultivo	Quantid. de excedente / ha (col 14:16)
Prod. 1	Tomate	1	4-14-8	900	36	15	315	351	57,2	2,29	131	220	164,78	0,3	66	1,8	85,95
	Pimentão	1	4-14-8	600	24	8	168	192	19,2	2,55	48,9	143,1		0,3	42,9		
	Abobrinha	2	4-14-8	400	32	8	336	368	21	4,1	172,2	195,8		0,1	19,58		
	Pepino	1	4-14-8	500	20	8	168	188	20	2,6	52	136		0,1	13,6		
	Beterraba	3	4-14-8	400	48	6	378	426	30	3,3	297	129		0,1	12,9		
					160		1385	1525			701,1	823,9			154,98		
Prod. 2	C. flor	3	4-14-8 / 10-10-10	600/400	192	10	630	822	18000 u	2,72	146,88	675	542,33	0,1	67,5	2,4	147
	Afíace	10				12	2520	2520	72000 u	0,43	309,6	2210,4		0,1	221		
	Tomate	1	4-14-8 / 10-10-10	700/500	78	8	168	246	44	2,29	100,76	145,24		0,2	29,048		
	Pimentão	1	4-14-8 / 10-10-10	400/300	46	6	126	172	30	2,55	76,5	95,5		0,1	9,55		
	Pepino	1	4-14-8	400	16	6	126	142	22	2,6	57,2	84,8		0,2	16,96		
	Abobrinha	1	10/10/10	250	25	5	105	130	21	4,1	86,1	43,9		0,2	8,78		
					357		3675	4032			777,04	3254,84			352,838		
Prod. 3	Beterraba	24	15-00-14	300	1080	0,3	151,2	1231,2	30	3,3	2376	-1145	2829,01	0,2	-229	5	283
	Afíace	24	15-00-14	400	1440	6	3024	4464	45000 u	0,43	464,4	3999,6		0,2	799,92		
	Escarola	24	15-00-14	200	720	10	5040	5760	54000 u	0,43	557,28	5202,72		0,1	520,272		
	C. chinesa	24	15-00-14	300	1080	8	4032	5112	27000 u	2,86	1853,28	3258,72		0,1	325,872		
					4320		12247,2	16567,2			5250,96	11316,04			1.417		
Prod. 4	Pepino	2	10-10-10 / 15-00-14	300/180	114	12	504	618	40	2,6	208	410	1331	0,2	82	2,42	302,93
	Abobrinha	2	10/10/10	300	60	8	336	398	31,5	4,1	258	138		0,2	27,6		
	Afíace	10	10/10/10	400	400	15	3150	3550	54000 u	0,43	232	3318		0,1	331,8		
	C. flor	8	15-00-14	400	480	8	1344	1824	16.800 u	2,72	365,5	1458,5		0,2	291,7		
					1054		5334	6388			1063,5	5324,5			733,1		
Prod. 5	Tomate	1	10/10/10	1200	120	12	252	372	61,6	2,29	153,8	218,2	1693,35	0,3	65,46	4,8	204,62
	Pimentão	1	10/10/10	1000	100	12	252	352	48	2,55	122,4	229,6		0,5	114,8		
	Abobrinha	4	10/10/10	700	280	8	672	952	42	4,1	688,8	263,2		0,1	26,32		
	Afíace	25				8	4200	4200	55800 u	0,43	599,85	3600,15		0,1	360		
	C. flor	26	10/10/10	500	1000	10	4200	5200	19200 u	2,72	1044,4	4155,6		0,1	415,56		
					1500		8576	11076			2609,25	8486,75			982,155		
Prod. 6	C. flor	2	10/10/10	500	100	6	252	352	16800 u	2,72	91,4	260,6	151	0,5	130,3	5,44	69,68
	Pimentão	1	10/10/10	1000	100	7	147	247	30	2,55	76,5	170,5		0,4	68,2		
	Beterraba	2	10/10/10	500	100	3	126	226	30	3,3	198	28		0,2	5,6		
	Chuchu	1	10/10/10	1200	120	5	105	225	72	1,1	79,2	145,8		1,2	174,96		
					420		630	1050			445,1	604,9			379,06		
Prod. 7	Afíace	10	4-14-8+foliar(16%N)	200+41	83,8	15	3150	3233,8	14000 u	0,43	60,2	3173,6	1270,45	0,18	571	0,9	1925,32
	C. flor	2	15-00-14+foliar(16%N)	200+21	60,06	14	588	648	18000 u	2,72	97,9	550,1		2	1100,2		
	Tomate	1	15-00-14	400	180	0,4	8,4	188,4	44	2,29	100,76	87,64		0,7	61		
					323,88		3748,4	4070,2			258,88	3611,34			1.733		
Prod. 8	F. vagem	2	4-20-20	500	40	9	378	418	11,7	2,5	58,5	359,5	198,125	2,4	862,8	5,6	233,56
	Pepino	1	10/10/10	710	75	7	147	222	24	2,6	62,4	159,6		0,6	95,76		
	Rabanete	5	não aduba			3	315	315	0,9	1,3	5,85	309,15		1,2	370,98		
	Beterraba	1	4-14-8	400	16	2,250	47,25	63,25	30	3,3	99	-35,75		0,6	-21,45		
					160		887,25	1018,25			225,75	792,5			1308,09		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12a	12b	13	14	15	16
	cultura	num. De culturas por ano	fórmula NPK	adubo kg/ha/ano	N/ha/ano (mineral) Kg/ha	esterco Ton/ha	N/ha/ano (orgânico) Kg/ha	N org+N min Kg/ha	Produtividade ton ou un/ha por cultura	Extração de N gr/kg ou gr/un. k	N retirado Kg/ha/ano	Disponível p/ lixiviação Kg/ha	Disponível p/ lixiviação Kg/ha/produção	Área cult. (ha)	Excedente / área cultivada (kg)	Área total cultivada ao ano em ha	Quantid. de excedente / ha (col 14:16)
Prod. 9	Rabanete	10	não aduba			5	1050	1050	5	1,3	65	985	557,5	0,2	197	3,5	392,8
	Tomate	1	4-14-8 / 12-5-12	600/400	72	10	210	282	66	2,29	151	131		0,4	52,4		
	Pimentão	1	12/05/12	600	72	9	105	177	21,8	2,55	55	122		0,3	36,6		
	Afaca	30	não aduba			10	2010	2010	27000	0,43	348	1662		0,4	664,8		
	Cenoura	1	não aduba			8	168	168	27,6	5	138	30		0,3	9		
	C. flor	4	4-14-8 / 12-5-12	200 / 250	152	5	420	572	14400 u	2,72	157	415		1	415		
					296		3963	4259			914	3345			1338,2		
Prod. 10	Videira	1	10/10/10	100	10	5	105	115	15	2,2	33	82	492,4	0,4	32,8	1	213,36
	C. flor	2	10/10/10	800	160	20	840	1000	18000 u	2,72	97,2	902,8		0,2	180,56		
					170		945	1115			130,2	984,8			213,36		
Prod. 11	Abobrinha	1	não aduba			4	84	84	21	4,1	86	-2	171,8	0,1	-0,2	1,2	71,587
	Pimentão	1	10-10-10/15-00-14	300/200	60	15	315	375	54	2,55	138	237		0,1	23,7		
	F. vagem	1	15-00-14	300	45	3	63	108	15,6	2,5	39	69		0,1	6,9		
	C. flor	2	15-00-14	400	120	6	252	372	18000 u	2,72	98	274		0,1	27,4		
	Tomate	1	10-10-10/15-00-14	800/600	170	12	252	422	61,6	2,29	141	281		0,1	28,1		
					395		968	1361			502	859			85,9		
Prod. 12	Afaca	12	10-10-10+foliar(16%N)	250+3l	305,76	7	1764	2069,76	52200	0,43	269,35	1800,41	405,57	0,2	360,082	6,32	114,12
	Pepino	2	4-14-8+foliar(16%N)	200+4,5l	17,44	5	210	227,44	44	2,6	228,8	-1,30		0,1	-0,136		
	Pimentão	1	4-14-8/15-00-14	350/250	51,2	12	252	303,5	38,4	2,55	97,92	205,58		0,1	20,558		
	Tomate	1	4-14-8/12-05-12	400/350	58	15	315	373	48400	2,29	110,83	262,17		0,1	26,217		
	Rabanete	6	não aduba			5	630	630	2,75	1,3	21,45	608,55		0,4	243,42		
	C. flor	1	10/10/10	500	50	8	168	218	19.200 u	2,72	52,22	165,78		0,2	33,156		
	Espinafre	1	não aduba			3	63	63	7,2	4,94	35,56	27,44		0,1	2,744		
	Brocole	2	10/10/10	300	60	5	210	270	9,4	5	94	176		0,2	35,2		
					542,4		3612	4154,7			910,13	3244,57			721,241		
Prod. 13	Tomate	1	4-14-8/10-10-10	500/500	70	20	420	490	55	2,29	125,95	364,05	254	0,2	72,81	3	112,72
	Pepino	1	não aduba			5	105	105	36	2,6	93,6	11,4		0,2	2,28		
	F. vagem	1	10/10/10	300	30	5	105	135	32,5	2,5	81,25	53,75		0,2	10,75		
	Afaca	5	10/10/10	300	150	8	840	990	72000	0,43	154,8	835,2		0,3	250,56		
	Abobrinha	1	10/10/10	300	30	5	105	135	31,5	4,1	129,15	5,85		0,3	1,755		
					280		1575	1855			584,75	1270,25			338,155		
Prod. 14	Tomate	2	4-14-8/10-10-10	1200/800	258	13	546	802	61,6	2,29	282,12	519,88	642,72	1	519,88	10	257,08
	Chuchu	1	10/10/10	1250	125	13	273	398	34,5	1,1	37,95	360		1	360		
	Brocole	3	10/10/10	600	180	13	819	999	10	5	150	849		1	849		
	C. flor	3	10/10/10	600	180	13	819	999	19200 u	2,72	156,6	842		1	842		
					741		2457	3198			629,67	2570,88			2570,88		
Prod. 15	Tomate	1	10/10/10+foliar(16%N)	500+7,5l	51,2	6	127,2	177,2	50,6	2,29	115,87	61,33	94,68	0,2	12,266	3	38,07
	Afaca	2				8	336	338	54000	0,43	46,44	289,56		0,1	28,956		
	C. flor	2	10/10/10	600	60	3	63	123	16800 u	2,72	91,36	31,64		0,2	6,328		
	F. vagem	1				3	63	63	13	2,5	32,5	30,5		0,5	15,25		
	Pimentão	1	10/10/10	800	80	6	128	208	43,2	2,55	110,16	95,84		0,1	9,584		
	Belém-ba	3	10/10/10+foliar(16%N)	800+6l	82,88	6	128	208,88	30	3,3	297	-88,12		0,2	-17,624		
	Brocole	1	10/10/10	350	35	5	315	350	7,2	5	108	242		0,1	24,2		
					375		1156,2	1464,08			801,33	662,75			78,98		
Prod. 16	Afaca	10	foliar(16%N)	4,5l	7,2	8	1680	1687,2	59,4	0,43	255,42	1431,7					
	C. flor	10	10/10/10	1200	1200	4	840	2040	19200 u	2,72	522,24	1517,76	821	0,1	151,776	3,2	114,76
	Videira	1							10	2,2	22	-22		1	-22		
	Afaca	20	10/10/10	350	700	2	840	1540	66,6	0,43	572,76	967,24		0,2	193,448		
					1900		1680	3580			1117	2463			323,224		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12a	12b	13	14	15	16
	cultura	n. de culturas por ano	fórmula NPK	adubo kg/ha/ano	N/ha/ano (mineral) kg/ha	esterco Ton/ha	N/ha/ano (orgânico) kg/ha	N org+N min kg/ha	Produtividade ton ou un/ha por cultura	Extração de N gr/kg ou gr/un.	N retirado Kg/ha/ano	Disponível p/ lixiviação kg/ha	Disponível p/ lixiviação kg/ha/produção	Área cult. (ha)	Excedente / área cultivada (kg)	Área total cultivada ao ano em ha	Quantid. de excedente / ha (col 14:16)
Prod. 17	C. flor	10	4-14-8/15-00-14	250/500	850	6	1260	2100	12000 u	2,72	328,4	1773,6	749,38	0,1	143,17	6,5	122,25
	C. flor	1	15-00-14	1000	150	6	126	278	34,5	1,1	37,9	238,1		0,2	354,72		
	chuchu	1	15-00-14	800	120	6	126	246	13	2,2	28,6	217,4		0,9	214,29		
	uva	1	4-14-8/15-00-14	200/150	30,5	5	105	135,5	19	2,6	49,4	86,1		0,3	65,22		
	pepino				1157,7		3287	4444,7			697,72	3748,9		0,2	17,22		
															794,62		
Prod. 18	Tomate	1	10-10-10/15-00-14	600/1200	240	10	210	450	61,8	2,29	141,06	308,93	308,145	0,5	154,456	2,42	204,54
	Pimentão	1	10-10-10/15-00-14	600/1200	240	9	189	329	43,2	2,55	110,16	218,84		0,3	65,652		
	C. flor	2				10	420	420	14000 u	2,72	78,33	341,7		0,15	51,255		
	Alface	4	15-00-14+foliar(16%N)	700+ 3l	421,9	8	672	1093,9	66600	0,43	114,52	979,34		0,1	97,934		
	Pepino	1	15-00-14	400	60	7	147	207	40	2,6	128	79		0,15	11,85		
	Beringela	1	10-10-10/15-00-14	800/600	170	5	105	275	36	5	180	95		0,06	5,7		
	Abobrinha	2	10-10-10/15-00-14	600/300	210	10	420	540	44,1	4,1	361,6	178,4		0,38	67,792		
	Brocole	2				10	420	420	8,4	5	84	336		0,12	40,32		
					1431,9		2688	3929,9			1269,77	2465,18			494,959		
Prod. 19	Alface	6	Foliar(16% de N)	10/ha	9,6	9	189	198,6	68,4	0,43	176,47	22,13	229,98	1,2	20,556	7,26	143,21
	Brocole	4	não aduba			10	840	840	4,3	5	85	755		0,6	453		
	Pimentão	1	10/10/10	1200	120	6	126	246	21,6	2,55	55,08	190,92		0,2	38,184		
	Abobrinha	1	não aduba			4	84	84	16,8	4,1	68,8	15,2		0,2	3,04		
	C. flor	2	10/10/10	400	80	10	420	500	14400 u	2,72	78	422		0,6	253,2		
	Chuchu	1	10/10/10	1000	100	10	210	310	34,5	1,1	37,95	272,05		0,6	163,23		
	F. vagem	1	10/10/10	300	30	5	105	135	28	2,5	65	70		1,2	84		
	Pepino	1	10/10/10	500	50	5	105	155	24	2,6	62,4	92,6		0,2	18,52		
					389,6		2079	2468,6			629,038	1839,9			1033,73		
Prod. 20	Uva		10/10/10	750	75			75	3,5		7,7	67,3	67,3	0,3	20,18	0,4	50,47
Prod. 21	Tomate	3	4-14-8/12-5-12	1800/600	432	não aduba		432	61,8	2,29	423,19	8,81	171,66	0,3	2,643	1,8	212,64
	Pimentão	1	4-14-8/12-5-12	800/600	104	12	252	359	64800	2,55	165,24	193,76		0,2	38,752		
	Vagem	3	4-14-8	1000	120	não aduba		120	19,5	2,5	93,75	26,25		0,2	5,25		
	Alface	5				6	630	630	48600	0,43	104,49	525,51		0,6	315,306		
	Pepino	2	12/05/12	600	144	4	168	312	40	2,6	208	104		0,2	20,8		
					800		1050	1853			994,67	858,33			382,751		
Prod. 22	Alface	24	não aduba			8	4032	4032	63000	0,43	650,2	3381,84	1351,93	0,1	338,184	1,6	295,7
	C. flor	6	4-14-8/15-00-14	300/200	252	8	1260	1512	16800 u	2,72	1096,7	416		0,2	83,2		
	Pimentão	1	10-10-10/12-5-12	750/500	135	5	240	375	45,6	2,55	116,3	258,72		0,2	51,744		
					387		5532	5919			1883,2	4055,8			473,128		
Prod. 23	Pimentão	1	10/10/10	1100	110	8	168	278	55,2	2,55	140,76	137,24	198,71	0,1	13,724	0,3	277,35
	Abobrinha	2	10/10/10	800	160	4	168	328	10,5	4,1	86,1	241,9		0,2	48,38		
	Vagem	2	10/10/10	800	160	4	168	328	23,4	2,5	117	211		0,1	21,1		
					430		504	834			343,88	590,14			83,204		
Prod. 24	Tomate	2	12/05/12	800	192	12	504	698	61,8	2,29	282,12	413,88	699,7	0,2	62,776	4,6	97,42
	Pimentão	2	12/05/12	500	120	6	252	372	48	2,55	244,8	127,2		0,2	25,44		
	Alface	30	Foliar (16% N)	2,4l	11,52	6	3780	3791,52	44000	0,43	567,6	3223,92		0,1	322,392		
	Pepino	4	não aduba			2	168	168	41	2,6	208	-40		0,1	-4		
	Beterraba	5	Foliar (16% N)	2 l/ha	1,92	6	630	631,9	30	3,3	495	136,9		0,2	27,38		
	C. flor	6	não aduba			5	630	630	18000 u	2,72	293,7	336,3		0,1	34		
					325,44		5984	6289,42			2091,22	4198,2			488		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12a	12b	13	14	15	16
	cultura	n. de culturas por ano	fórmula NPK	adubo kg/ha/ano	N/ha/ano (mineral) kg/ha	esterco Ton/ha	N/ha/ano (orgânico) kg/ha	N org+N min kg/ha	Produtividade ton ou un/ha por cultura	Extração de N gr/kg ou gr/un. k	N retirado kg/ha/ano	Disponível p/ lixiviação kg/ha	Disponível p/ lixiviação kg/ha/produção	Área cult. (ha)	Excedente / área cultivada (kg)	Área total cultivada ao ano em ha	Quantid. de excedente / ha (col 14:16)
Prod. 25	Vagem	3	4-14-8 /12-05-12	1000/1200	552	6	378	930	28	2,5	195	735	2025,21	0,2	147	1,6	1202,37
	Alface	30	12/05/12	1200	4320	10	6300	10620	45000 u	0,43	580,5	5816,25		0,3	1744,875		
	Pepino	2	12/05/12	300	72	6	252	552	28	2,6	145,6	106,4		0,3	31,92		
							6930	12102			821,1	6075,65			1923,795		
Prod. 26	Alface	8	Foliar(16%N)	1,2/ha	1536	10	1680	3216	54000 u	0,43	185,7	3030,3			303,3		
	Pimentão	1	4-14-8 /15-00-14	900/900	171	12	252	423	43,2	2,55	110,2	312,8	1186,93	0,2	63	4,5	95,75
	Abobrinha	1	4-14-8/ 15-00-14	900/900	68	10	210	278	14,7	4,1	60,3	217,7		0,3	65,31		
					1775		2142	3917			356,2	3560,8			127,87		
Prod. 27	Alface	6	15-00-14	400	360	6	756	1116	54000 u	0,43	139,3	978,7	366,66	0,2	195,34	1,4	211,4
	Abobrinha	2	10/10/10	600	120	5	210	330	14,7	4,1	120,5	209,5		0,1	21		
	Chuchu	1	10/10/10	600	60	8	168	228	71,3	1,1	78,4	149,6		0,2	29,92		
					800		1554	2354			520,6	1833,3			246,21		
Prod. 28	Tomate	3	4-14-8 / 12-5-12	1200/800	432	12	1080	1512	61,6	2,29	423,2	1088,8	1316,26	0,2	217,78	6,8	254,09
	Pimentão	2	4-14-8 / 12-5-12	1500/800	312	9	378	690	36	2,55	183,6	506,4		0,1	50,64		
	Alface	15	Foliar(16% de N)	1,5/ha	3600	8	2520	6120	46800 u	0,43	301,86	5818,1		0,2	1163,82		
	Vagem	4	não aduba			3	252	252	15,6	2,5	156	96		0,2	19,2		
	Pepino	4	15-00-14	500	300	3	336	636	40	2,6	416	220		0,2	44		
	C. chinesa	12	15-00-14	300	540	6	1512	2052	28800 u	2,86	988,4	1063,6		0,1	106,36		
	C. flor	3	15-00-14	400	180	6	378	558	16800 u	2,72	137,08	420,92		0,3	126,276		
					5364		6456	11820			2606,14	8213,82			1727,856		

GLOSSÁRIO

Quando se realizam trabalhos de cunho multidisciplinar, há necessidade de se esclarecer certos termos comuns em determinadas disciplinas e estranhos a outras. Este pequeno glossário reúne alguns termos utilizados que são básicos em Agronomia, Eng. Florestal ou Geologia

Adsorsão: processo pelo qual átomos, moléculas ou íons são retidos na superfície de sólidos por intermédio de ligações químicas ou físicas (CURI, 1993).

Água do solo: Água presente no solo, mais precisamente na parte superior da zona não saturada, onde ela é utilizada pela vegetação (1997).

Água subterrânea: Água de subsuperfície que ocorre na zona saturada dos aquíferos, movendo-se sob o efeito da força gravitacional unicamente. Assim, nem toda água de subsuperfície é água subterrânea pois a água do solo é comandada por forças eletroquímicas tais como: capilaridade e adsorsão (1997) ou ainda água subterrânea se designa como a água presente na zona saturada do subsolo, a água constituinte do lençol freático, mas não exclui a água da zona não saturada (CASTANY & MARGAT, 1977).

Aquífero cárstico: Aquífero cujas condições e comportamento correspondem ao carste: heterogeneidade, descontinuidade, predominância de escoamento das águas subterrâneas por canais e condutos de grande dimensão (CASTANY & MARGAT, 1977).

Aquífero: Corpos de rochas permeáveis que comportam uma zona saturada suficientemente condutora de água subterrânea para permitir um escoamento significativo de um sistema (lençol) subterrâneo e a captação de quantidades de água significativas (CASTANY & MARGAT, 1977).

Aqüífero: É o material geológico capaz de servir de depósito e de transmissor de água aí armazenado. Assim uma litologia só será aquífera se além de conter água, permitir a fácil transmissão da água armazenada (1997). Etimologicamente: aqua (água) e fero (transfere).

Condutividade hidráulica : é a vazão através de uma área unitária em função de um gradiente hidráulico unitário, na unidade de tempo, em meio saturado.; assim dependente do meio e do fluido que o percola (1997)

Conservação : Utilização racional de um recurso, de modo a obter um rendimento considerado bom, garantindo entretanto sua renovação ou sua auto-sustentação (FEEMA, 1990).

CTC :Soma total de cátions trocáveis que um solo, ou algum de seus constituintes pode adsorver a um pH específico. É geralmente expressa em meq/100g (cmol/dm³) de material adsorvente e em condições de pH 7,0 (FEEMA, 1990)

Fluxo de base: é o fluxo que os rios mantêm durante os períodos de recesso inter-chuvas, proveniente principalmente das descargas dos aquíferos (1997).

Impacto ambiental: “Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem: (I) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (II) as atividades sociais e econômicas; (III) a biota; (IV) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (V) a qualidade dos recursos ambientais”(Resolução CONAMA no 001 de 23.01.86) (FEEMA, 1990)

Infiltração: é o processo de passagem de um meio a outro, através de uma interface (CURI, 1993).

Percolação: é a capacidade de um fluido passar através de um meio poroso (CURI,1993).

Permeabilidade: é a facilidade com que o meio permite a percolação do fluido sob um gradiente de potencial; fisicamente expressa a área (dos poros) disponível ao fluxo. (CURI, 1993).

Tempo de residência: é o tempo em que teoricamente uma molécula da água permanece no sistema hídrico; unidade: anos; símbolo T; $T = R/Q$, onde Q = descarga, R= reserva hídrica (1997).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGIODA, A.; MERLO, C.; CARMANTRAND, B. de; SIMON, J. C.; JAMET, P. **Conferência sobre agricultura e meio ambiente**. Viçosa: UFV, NEPEMA, 1992. 144p.
2. ALDWELL, C. R. Hidrogeology and sustainable agriculture. **Environmental Geology**, Berlin, v. 32, p. 93-99, 1997.
3. ASSAAD, F.; JORDAN, H. Karst terranes and environmental aspects. **Environmental Geology**, Estocolmo, v. 23, p. 228-237, 1994.
4. AZEVEDO NETTO, J. M. Eutrofização : causas e efeitos. **Engenharia**, Curitiba, n. 447, p. 26, 1984.
5. BIGARELLA, J.J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. G. dos. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: UFSC, 1994. v. 1, 425 p.
6. BLEKEN, M.A; BAKKEN, L.R. The nitrogen cost of food production. Norwegian Society. **Ambio**, Estocolmo, vol. 26, n. 3, p.134 - 42, 1997
7. BONACIM, E. A. **Dinâmica do sistema hidrogeológico cárstico na área de Tranqueira – Região metropolitana de Curitiba**. Curitiba, 1996. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.
8. BRADY, N. **Natureza e propriedades do solo**. 5.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1979. 647 p.
9. BRANCO, S. M.; ROCHA, A A **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: CETESB/ Edgar Blucher, 1977. 185 p.
10. CADILLON, M.; PORTIER, J. Quelques resultats experimentaux sur le pouvoir epurateur des sols soumis a l'èpandage déffluents. In: **Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine**. Orleans La Source, França : Service Geologique National, 1977. p. 93-98.

11. CASTANY, G.; MARGAT, J. **Dictionnaire français d'hydrogéologie**. Orleans : Service Géologique National, 1977. 249 p.
12. CHRISTMANN, A **Sistemas de manejo e utilização do esterco de suíno nas pequenas propriedades rurais**. Florianópolis : ACARESC, 1988. 48 p.
13. COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO. Núcleo Regional Sul. **Recomendações de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande Do Sul e de Santa Catarina**. 3. ed. Santa Maria : SBCS, 1997. p. 53.
14. CONAMA. **Resoluções do CONAMA, 1984 / 91**. 4. ed. ver. e ampl., Brasília : IBAMA, 1992. 245 p.
15. CONSEQUÊNCIAS da exploração do aquífero karst em Colombo. Assessoria de Imprensa da Prefeitura Municipal. Apoio Técnico: Edna Rúbia e Antonio Milgioransa. Colombo, abril, 1996. NTSC, 32min.
16. COUTINHO, E.L.M.; NATALE, W.; SOUZA, E. C. A de Adubos e corretivos: aspectos particulares na olericultura. In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO E ADUBAÇÃO DE HORTALIÇAS (1990 : Jaboticabal). **Anais...** Piracicaba : Potafós, 1993. p. 85-132.
17. CURI, N. *et al.*. **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas : Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 90 p.
18. DALARMI, O. Utilização futura dos recursos hídricos da região Metropolitana de Curitiba. **Sanare**, Curitiba, v. 4, n. 4, p. 33, 1995.
19. DISSANAYAKE, C. B. Assessing environmental geochemistry and health in the tropics. In: Berger & Iams. **Geoindicators**. Roterdan : Balkma. 1996. 119-134p.
20. DNAAE. **Dados hidrológicos**. Estações Colombo (1975-1985), Juruqui- Almirante Tamandaré (1986-1985). Curitiba, Banco de Dados regional do Sistema de Informação de Dados hidrológicos, 1995.
21. EMATER / EMBRAPA. **Mapa de solos da região do Karst**. Colombo, 1996. 1 mapa : preto e branco; 59x102 cm. Escala 1:10.000.

22. EPAGRI. **Manual de uso, manejo e conservação do Solo e da água.** 2. ed. ver e ampl. Florianópolis : EPAGRI. 1994. 338 p.
23. FALKENMARK. M.; ALLARD. B. Water quality and genesis and disturbances of natural freshwaters. In: HUTZINGER, Otto. **The handbook of environmental chemistry.** Berlin: Spring-Verlag, 1991. v.5, p 45-78.
24. FERREIRA, P.D.; CASTELLANE, M.C.P. Nutrição e Adubação de Hortaliças. In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO E ADUBAÇÃO DE HORTALIÇAS (1990 : Jaboticabal).. **Anais...** Piracicaba : Potafós, 1993. P37-43.
25. FILGUEIRA, F. A. R. **Manual de olericultura:** cultura e comercialização. 2. ed. São Paulo : Ed. Agronômicas Ceres, 1981. 336.p.
26. FOSTER, S. **Poluição das águas subterrâneas:** um documento executivo da situação da América Latina e Caribe com relação ao abastecimento de água potável. São Paulo : Instituto Geológico, 1993. 54 p.
27. FRAGA, C. G. Análise introdutória à hidrologia do "Karst" paranaense. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (8 :1994: Recife). **Anais...** Recife: ABAS, 1994. p. 244-255.
28. FRAGA, C.G., GUARDA M. J. Projeto Karst Emergencial: concepção e diretrizes. **Sanare**, v. 6, n. 6, p. 27 - 43, 1996.
29. FEEMA. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Conceitos básicos do meio ambiente.** 2. ed. Rio de Janeiro : Serviço de Comunicação Social da Petrobrás, 1990. 246 p.
30. GAMS (Department of Geography, University of Lubljana, Lubljana, Slovenia). Origin of the term "Karst", and the transformation of the Classical Karst (Kras). **Environmental Geology**, Estocolmo , v. 21, p. 110 -114, 1993.
31. GIUSTI, D. **Esboço do mapa geológico do carste curitibano.** 1998. Não publicado.

32. HRKAL, Z. TROUILLARD, J. M. Use of GIS for optimization of human activity in a catchment area: an example of the Beauce region (France). **Environmental Geology**, Estocolmo, v. 24, p. 22-27, 1994.
33. JAIN, R. K. **Environment assesment**. EUA: Mac Graw-Hill Inc. 1993. 526p.
34. JICA - JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY. **The master plan study on the utilization of water resources in Paraná state in the Federativa Republic of Brasil**. Tokio :JICA. v. C, 39 p.
35. JORGE, J. **Solo manejo e adubação**. 2. ed. São Paulo : Nobel, 1983. 307 p.
36. KIEHL, J.C. Nitrogênio: dinâmica e disponibilidade no solo. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM FERTILIDADE DO SOLO (1987: Ilha Solteira). **Curso...** Campinas: Fundação Cargill, 1987. p. 139-154.
37. KIMOTO, T. Nutrição e adubação de repolho e couve flor e brocolo. In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO E ADUBAÇÃO DE HORTALIÇAS (1990 : Jaboticabal). **Anais...** Piracicaba : Potafós, 1993. p. 149-173.
38. KLEIN, R. Fitofisionomia e notas sôbre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica de parte dos Municípios de Rio Branco do Sul - Bocaiuva do sul - Almirante Tamandaré e Colombo (Pr). **Boletim da UFPR**. Instituto de Geologia, Curitiba, n. 3, 93 p., 1962.
39. KRAUSKOPF, K. B. **Introduction to geochemistry**. 2 ed. Tokio : McGraw - Hill book Company Japan, 1983. p 52-53.
40. LETOURNEUR, J.; MICHEL, R. **Géologie du génie civil**. Paris : Armand Colin, 1971. 127 p.
41. LISBOA, A.A. Proposta de metodologia para avaliação hidrogeológica do aquífero cárstico, compartimento de S. Miguel. SEMINÁRIO DO CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA. **Boletim de resumos**. Curitiba,1997. p. 18-20.
42. LISBOA, A A ; BONACIM, E. A. Sistema aquífero cárstico, reservatório elevado da região metropolitana. **Sanare**, Curitiba, v. 4, n. 4, p. 26 -30, 1995.

43. LOPEZ VERA, F. **Contaminacion de las aguas subterráneas**. Madrid : Ministério de Obras Publicas Y Urbanisamo, Centro de Publicaciones, 1990. 78 p.
44. MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. 2. ed. Rio de Janeiro : J. Olympio, 1981.
45. MALAVOLTA, E. **Nutrição mineral e adubação de plantas cultivadas**. São Paulo : Pioneira, 1974, 752 p.
46. MALAVOLTA, E. **Manual de calagem e adubação das principais culturas**. São Paulo : Ceres, 1987, 496 p.
47. MALDONADO, V. A M. **Contaminacion difusa en la cuenca del Rio Pas** : estudio del aporte de nitrogenio y fosforo al cauce. Santander, Espanha, 1991. (dissertação). Universidade de Cantabria.
48. MATTOS, C. de O. **Contribuição ao planejamento e gestão da Área de Proteção Ambiental de Souzas e Joaquim Egídio - Campinas, SP**. São Paulo, 1996. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Setor de Biociências, Universidade de São Paulo (USP).
49. MONTAÑO, J. X. Vulnerabilidad de los recursos hidricos subterraneos. In: CURSO SUL-AMERICANO SOBRE AVALIAÇÃO E VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS (1.: 1994 : Curitiba) **Curso...** Curitiba: UFPR: Departamento de Geologia 1994. p. 95-166.
50. MUCHOVEJ, M. C.; RECHEIGL, J. E. Nitrogen fertilizers. In: **Soil Amendments and Environmental Quality**. Ona (Florida) : Jack E. Recheigl, 1995. p 1-64.
51. MUSUMECI, M. R. Defensivos agrícolas e sua interação com a microbiota do solo. In: C., E. J. B. N. **Microbiologia do solo**. Campinas : Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1993. p 341-360.
52. NASCIMENTO, E. B. (Coord.), *et al.*. **Estudo do quadro natural Karst**. Curitiba: 1997. 34 p
53. ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara S. A. 1983. 434p.
54. OMS. **Consecuencias sanitárias del empleo de plaguicidas en la agricultura**. Genebra, 1992. 128 p.

55. OREA, D. G. **Evaluacion del impacto ambiental de proyotos agrarios**. Madrid : Ministério de Agricultura Pesca y Alimentacion, 1986, 286 p. (Estudios monográficos num. 6).
56. PRATT, P. F. et al.. An approach to measuring leaching of nitrate from freely drained irrigated fields in: nitrogen in the environment. In: NIELSEN, D. R. ; MAC DONALD, J. G. **Nitrogen in the environment**. London : Academic Press, 1978. v.1, p. 223-256.
57. RIZZI, N E. **Aplicacion de agua residual urbana en sedimentos de suelo forestal arcilloso** : estudio experimental. Cantabria, Espanha, 1991. Tese (Doutorado), Universidad de Cantabria.
58. SANEPAR RIMA - Relatório de Impacto Ambiental : **exploração do aquífero karst**. Curitiba, 1996. 51 p.
59. SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Áreas de proteção ambiental estaduais**: Proposta de normas gerais para disciplinamento do uso e ocupação do solo nas APAs. São Paulo, 1991. 76 p. (Série documentos)
60. SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Áreas de proteção ambiental do Estado de São Paulo**: APAs: propostas de zoneamento ambiental. São Paulo, 1992. 76 p. (Série documentos)
61. SEMA. **Caracterização e diretrizes gerais de uso da APA do Rio São Bartolomeu**. Coordenadoria de áreas de proteção ambiental. Brasília. 1988, v.1. 53p.
62. SMIL, V. Global population and the nitrogen cycle. **Scientific American**, New York, v. 277, n.1, p. 58-63, 1997.
63. SOLTNER, D. **L'arbre et la haie**. 7. ed. Paris : Sainte Gemmes-sur-Loire , 1985. p. 59.
64. SOUZA, C. G. **Manual técnico de pedologia**. Rio de Janeiro : IBGE, 1994. 104 p.

65. SOUZA, J.L. et al.. Radioatividade em fertilizantes fosfatados: detecção a partir de anomalias (K, U e Th) aerogamaespectrométricas e integração de dados multifonte da região de Leme (SP). In: WORKSHOP DE GEOFÍSICA APLICADA AO MEIO AMBIENTE. **Anais...** Belém, 1996. p. 64-67.
66. SUDERHSA. **Mapa planialtimétrico**. Curitiba, 1996. Digitalizado em Auto Cad. (não publicado).
67. STUMM, W.; MORGAN, J. **Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters**. New York: John Wiley & sons, 1981. v. 1, p. 230-284.
68. THE FERTILIZER INSTITUTE **Manual de fertilizantes**. Washington : The Fertilizer Institute/ Instituto de Pesquisas Tecnológicas / CEFER, 1976. 229 p.
69. TRANI, P.E. et al. Adubos e corretivos: aspectos particulares na olericultura In: SIMPÓSIO SOBRE NUTRIÇÃO E ADUBAÇÃO DE HORTALIÇAS (1990 : Jaboticabal). **Anais...** Piracicaba : Potafós, 1993. p. 447-459.
70. TROPPEMAIR. H. **Metodologias simples para pesquisar o meio ambiente**. Rio Claro : [s.n], , 1988. 232 p.
71. VELOSO, H., P. **Classificação da vegetação brasileira adaptada à um sistema universal**. Rio de Janeiro : IBGE, 1991, 124 p.
72. VILLELA, S. M. ; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo : Mc Graw - Hill. 1975. p. 7-27.
73. WENDLAND, F. et al.. Potential nitrate pollution of groundwater in Germany : a supraregional differentiated model. **Environmental Geology**, Estocolmo, n. 24, p. 1-6, 1994.
74. WREGE, M. Termos hidrogeológicos básicos. **Caderno técnico**. São Paulo : ABAS, 1997. 32p.